©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Ein Epiphytenkataster niedersächsischer Naturwaldreservate[1])

von

Hermann Muhle, Ulm

Einleitung

Mit dem Netz der Naturwaldreservate (NWR) in Niedersachsen (LAMPRECHT 1971, LAMPRECHT et al. 1974, KREMSER 1970, 1971) besteht die Möglichkeit, epiphytische Moose und Flechten über längere Zeit zu beobachten und ihre Rolle als Luftreinheits-Indikatoren in einem schon stark regional belasteten Raum (STÄDTEHYGIENE 1971) wissenschaftlich zu nutzen.

Unter einem Epiphytenkataster versteht man die Auflistung des stichprobenhaft quantitativ erfaßten Arteninventars von – hauptsächlich in geschlossenen Wäldern auf der Rinde lebender Bäume wachsenden – Algen, Pilzen, Flechten und Moosen. Die Lokalisation der untersuchten Trägerbäume ist in einer Lageskizze festzuhalten.

Untersuchungsmethode und Auswertung

Lage der Probeflächen

Die Verteilung der Untersuchungsflächen ist in Abb. 1 dargestellt. Auf eine Beschreibung und genaue Lokalisierung der 63 NWR wird hier verzichtet. Sie sind aus dem „Verzeichnis der Naturwaldreservate" (1. 2. 3. Folge) ersichtlich (LAMPRECHT et al. 1974). Zu diesen Untersuchungsflächen wurde eine Reihe industrienaher Waldgebiete (Georgsmarienhütte, Peine–Salzgitter, Eilenriede–Hannover, Osterwald–Tonwerk, Wathlingen–Kaliwerk) und industrieferner Naturschutzgebiete (101 Neuenburger Urwald, 115 Urwald Hasbruch, ANT & ENGELKE 1970) hinzugefügt.

Nach Fertigstellung des Katasters der NWR wurden weitere bewaldete Naturschutzgebiete untersucht. Die Daten aus diesen Gebieten sollen im anderen Zusammenhang dargestellt werden.

Vegetationskundliche Aufnahme und Grundlagensammlung

Für die Aufnahme stehen bekannte pflanzensoziologische Methoden (BARKMAN 1958) zur Verfügung. Diese wurden an ausgewählten Einzelbäumen dort angewandt, wo eine ausreichende Gesellschaftsbildung vorlag. Um der unregelmäßigen Flächenbegrenzung zu entgehen, die exakte Wiederholungsaufnahmen äußerst schwierig macht, hat sich in den letzten Jahren eine Datenerhebung mit Hilfe von Kleinflächen durchgesetzt (z. B. LE BLANC 1963, HALE 1952, KIRSCHBAUM 1972, KUNZE 1972). Für den Zweck der Arbeit stellt sich eine Kombination von KUNZEs (1972) und KIRSCHBAUMs (1972) Methode als sinnvoll heraus (MUHLE 1973). In dem hier angeführten Beispiel wurden folgende Probeflächen abhängig vom Durchmesser der Baumstämme (Brusthöhendurchmesser 1,30 m) in vier Expositionen (N, W, S, O) am unteren Stammabschnitt (0,4–1,6 m) abgegrenzt:

1. DBH 0,4–0,5 m, 6 Quadrate von 0,2 × 0,2 m,
2. DBH 0,3–0,4 m, 4 Rechtecke von 0,13 × 0,3 m,
3. DBH 0,2–0,3 m, 3 Rechtecke von 0,1 × 0,4 m.

[1]) Die Untersuchungen wurden gefördert durch Mittel des niedersächsischen Zahlenlottos.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

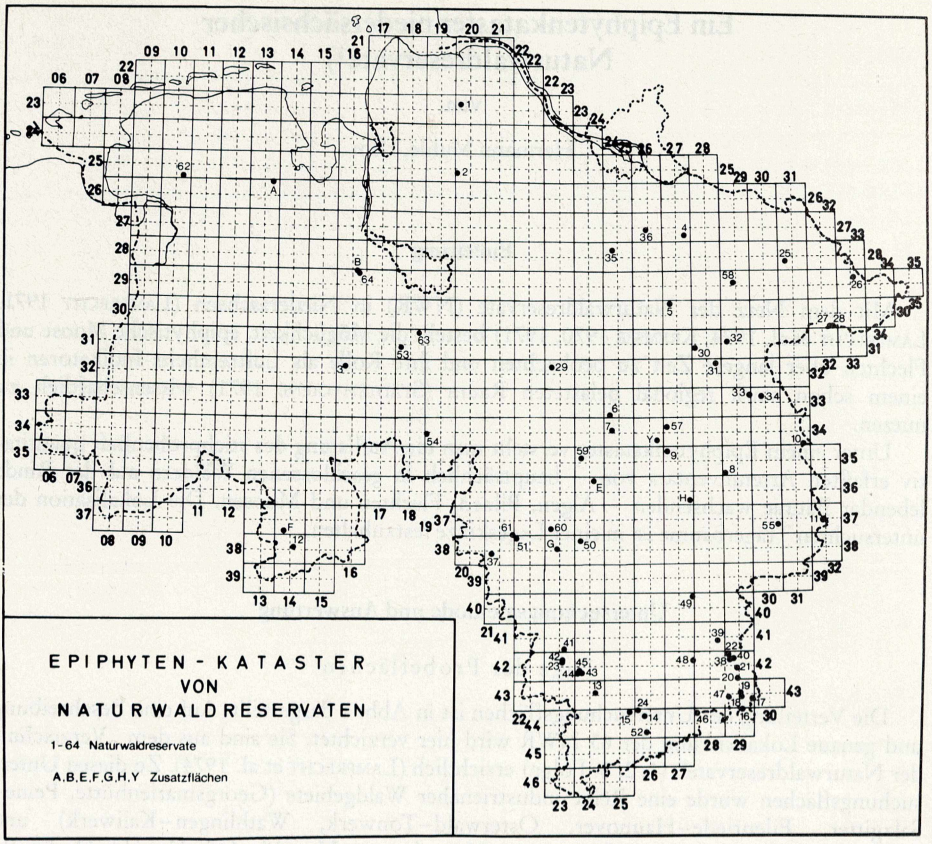


Abb. 1: Lokalisierung der Aufnahmeflächen (1–64 Naturwaldreservate, A–Y Zusatzflächen).

Diese Kleinflächenmethode kann in Beständen mit größeren bzw. geringeren Stammdurchmessern abgewandelt werden. In jedem Quadrat bzw. Rechteck wurde der Deckungsgrad nach der zehnteiligen Skala von DOMIN geschätzt.

Es stellte sich im Laufe der Untersuchungen heraus, daß weder kleinflächige Aufnahmen, noch punktförmige (KERSHAW 1964, YARRANTON 1972, HURKA & WINKLER 1973) oder linienförmige Stichprobennahme (CANFIELD 1941, MÜLLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974) als Grundlage für die optimale Stichprobengröße (HASELOFF & HOFFMANN 1970) bei weiträumigen Untersuchungen in Frage kommen. Deshalb wurde die weniger zeitaufwendige Bestimmung der Epiphytenfrequenz an 50 Stämmen herangezogen. Diese „Stammfrequenzmethode" – die Bezeichnung wurde gewählt, um sie von der „Kleinquadratfrequenzbestimmung" deutlich zu trennen – ergab bei einem Methodenvergleich bei geringstem Aufwand flächenrepräsentative, reproduzierbare Daten.

Die Bestimmung der Epiphytenfrequenz mit der Stammfrequenzmethode nutzt lediglich binäre Angaben über das Fehlen bzw. Vorkommen bestimmter Arten auf 50 Bäumen. Diese Zahl dürfte nach den Epiphytenuntersuchungen von BRODO (1961) und LE BLANC (1970) sicher ausreichend sein. Zwei Gruppen von je 25 Bäumen wurden in jedem Reservat gesondert untersucht. In der Regel wurden die Kryptogamen am Stammfuß in 0–0,4 m Höhe und am unteren Stammabschnitt (0,4–2,0 m) festgestellt. Am Mittelstamm und im Kronenbereich konnten nur gelegentlich an frischgeworfenen Einzelbäumen Linieninterzepte gemessen bzw. lediglich

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Artenlisten aufgenommen werden. Dabei wurde festgestellt, daß kaum ein qualitativer Unterschied zwischen den Epiphytengesellschaften am unteren und mittleren Stammbereich und denen des Kronenraumes besteht.

Formal wurde folgendermaßen vorgegangen: In topographisch gleichförmigen und in der Bestandesstruktur ausgeglichenen Beständen wurden zwei Zentralbäume zufallsmäßig bestimmt. Hierzu dienten zwei randomisierte Richtungswerte und Entfernungen. Am Endpunkt dieses vom NWR-Zentrum begonnenen „Zufallsweges" wurde der nächstliegende Baum (DBH > 0,1 m) als Zentralbaum für die Unterstichprobe von 25 Stämmen verwandt. Um diesen Baum wurden dann die konzentrisch nächstliegenden 24 Stämme aufgenommen. Der Zentralbaum wurde in Südexposition mit einer numerierten Aluminiumplakette, die mit einem Aluminiumnagel befestigt wurde, versehen (Institut für Waldbau Ethz 1962). Die Verteilung der durchnumerierten Stämme wurde in einer Lageskizze festgehalten. Der Vergleichbarkeit wegen wurden, wo immer möglich, Buchen als Trägerbäume aufgenommen.

In plenterwaldartigen Beständen wurde der dem Endpunkt des Zufallsweges nächste epiphytenreiche Überhälter als Zentralbaum ausgewählt. So erhält man ein floristisches Gefälle, dessen weitere Entwicklung bei fortschreitender Besiedlung der Jungbäume zu verfolgen sein wird. In sehr heterogenen Beständen wurden Teile des NWR ausgewählt, die am besten mit einem Aspekt der übrigen Reservate vergleichbar erschienen.

Quantitative Vegetationsanalysen

1. Vielfalt

Setzt man Artenzahl und Individuenzahl zueinander in Beziehung, so erhält man einen Wert, der, bei Berücksichtigung bestimmter formaler Voraussetzungen berechnet, nach Glavac (1972) als Vielfalt bezeichnet werden kann. Ein solcher Vielfaltswert erlaubt eine einfache numerische Synthese von Daten komplexer Populationsgemische. Die Vielfalt wurde nach folgendem Index berechnet (Pielou 1974):

$$H = \frac{1}{N}\left[\log N! - \sum_{i=1}^{s} \log N_i!\right]$$

In dieser Formel gibt H einen Vielfaltswert an, der basiert auf einer aus morphologischen Gründen groben Schätzung der Individuenzahl. Wenn die Basis des Logarithmus 2 ist, heißt die Dimension Bits Informationseinheiten. N ist eine Kollektion von Individuen, die zu s Arten mit N_i Individuen in der i-ten Art gehören ($i = 1, 2, 3, \ldots\ldots, s$; $\sum_{i=1}^{s} N_i = N$). Dieser Vielfaltsindex wurde für Daten aus dem NWR 23 beispielhaft berechnet. Eine weitere Auswertung für andere Reservate mit Hilfe eines Großrechners ist vorgesehen.

2. Artenreichtum

Bei der Stammfrequenzmethode wurde auf die Bestimmung der Vielfalt verzichtet. Statt dessen wird die Artenzahl auf 50 Stämmen von der Stammbasis bis 2 m Höhe angegeben. Diese einfache Berechnung wurde vorgenommen, weil bei vielen Pflanzengesellschaften Artenreichtum („Spezies-Diversität") und Vielfalt („Ökologische Diversität") (Poole 1974) in der Regel hoch korrelliert sind (Auclair & Goff 1971).

3. Frequenz

Die Frequenz wurde für die Stammbasis und den unteren Stamm gesondert berechnet. Sie wird in Prozent des Vorkommens einer Art auf 50 Einzelbäumen angegeben.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

4. Stichprobenhomogenität

Um ein Maß für die Variabilität innerhalb eines NWR zu bekommen, wurde die Ähnlichkeit der beiden Gruppen zu je 25 Stämmen bestimmt. Hierzu wurde ein binärer Koeffizient (BRAUN-BLANQUET 1928) benutzt:

$$I = \left(\frac{C}{N_2}\right)$$

In diesem dem JACCARD-Index ähnlichen Koeffizienten (CHEETHAM & HAZEL 1969) bedeutet C die Zahl der Taxa, die in beiden Reihen vorhanden sind; N_2 ($= E_2 + C$) ist die Zahl der Taxa in der zweiten Gruppe und E_2 ist die Zahl der Taxa in der zweiten größeren (oder gleichen) Gruppe, die in der ersten (N_1) fehlen.

Vegetationskundliche Auswertung

1. Pflanzengesellschaften

Das hierarchische System der epiphytischen Pflanzengesellschaften in Mitteleuropa wurde in Form einer Stetigkeitstabelle von BARKMAN (1958) übernommen. Der Grad der Ausbildung bestimmter Gesellschaften wurde mit folgender vierstufiger Skala bewertet:

1. Gesellschaftsbildung gut, charakteristisches Arteninventar vollständig vorhanden.
2. Gesellschaftsbildung gering, charakteristisches Arteninventar noch zerstreut im Gebiet vorhanden.
3. Gesellschaftsbildung äußerst fragmentarisch, charakteristisches Arteninventar auch in der weiteren Umgebung nur teilweise vorhanden.
4. Seltenes Vorkommen einzelner charakteristischer Arten.
5. Charakteristisches Arteninventar geschichtlich nachweisbar, aber heute im Gebiet ausgestorben.

Bei Erstellung dieses Epiphytenkatasters hat sich auch die Notwendigkeit ergeben, sich in irgendeiner Form über die „potentiell natürliche Epiphytenvegetation" klarzuwerden; denn nur über diese Konstruktion kann man sekundäre von primärer Vegetation trennen. Zusammen mit diesem Fragenkreis der Bewertung von epiphytischen Gesellschaften sollte auch die Möglichkeit der Bestimmung gesellschaftsspezifischer Artenfehlbeträge (KOTHE 1962) geprüft werden.

2. Wuchsformen

Folgende klassische Wuchsformen wurden unterschieden:

1. Algen
2. Pilze
   2.1. ektophloedrisch (auf der Rinde lebend)
   2.2. endophloedrisch (in der Rinde lebend)
3. Flechten
   3.1. krustenförmig
   3.1.1. ektophloedrisch
   3.1.2. endophloedrisch
   3.2. schuppenförmig
   3.3. blattförmig
   3.4. strauchförmig
4. Lebermoose
   (nur foliose wurden gefunden)
5. Laubmoose
   5.1. polsterförmig
   5.2. bultenförmig
   5.3. rasenartig
6. Phanerogamen

Die Frequenz dieser Wuchsformen wurde nach Höhenstufe und Waldgesellschaft (LAMPRECHT et al. 1974) tabellarisch geordnet.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Ergebnisse

Wird, wie es in geschlossenen Wäldern häufig vorkommt, das Minimumareal von Gesellschaften des unteren Stammes in der soziologischen Abgrenzung von BARKMAN (1958) nicht erreicht, dann besteht die Möglichkeit diese Populationsgemische mit Hilfe von Vielfalts-

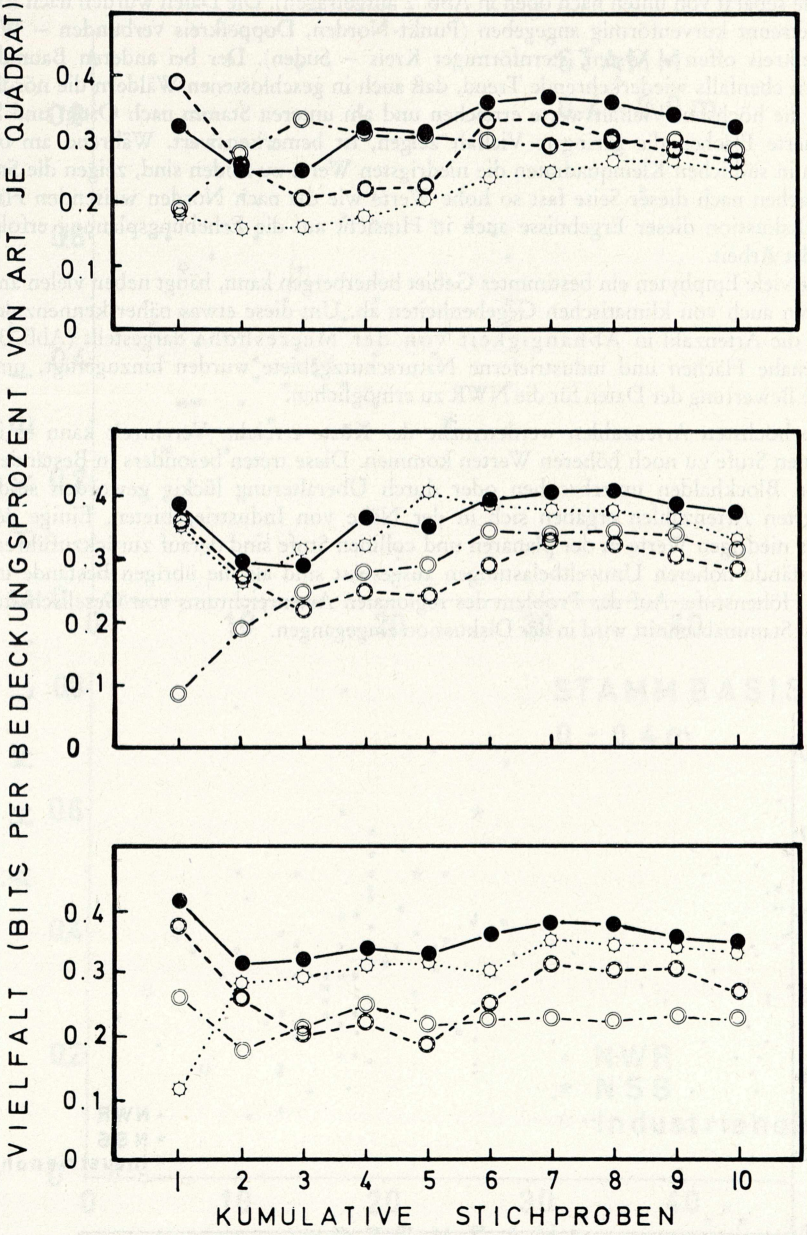


Abb. 2: Abhängigkeit der Vielfalt nach Exposition (Norden = Punkt, Westen = Doppelkreis verbunden, Osten = Doppelkreis offen, Süden = gezähnter Kreis) für mittlere Stammdurchmesser (0,2–0,3 m) von der kumulativen Stichprobenzahl. Oben: 1,2–1,6 m; Mitte: 0,8–1,2 m; Unten: 0,4–0,8 m Höhe.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

werten sequentiell (1) (1, 2) (1, 2, 3,) (1, 2, 3, ... n) zusammenzufassen. Aus dem umfangreichen Datenmaterial von Kleinflächenaufnahmen wurden Werte für die Hauptprobefläche des IBP Solling (NWR 23) berechnet. Herausgegriffen wurden die Werte für Stammdurchmesser von 0,2–0,3 m DBH, die entsprechend der Stichprobenbegrenzung drei Kleinquadrathöhen umfaßt (Höhe über Boden 0,4–0,8 m; 0,8–1,2 m; 1,2–1,6 m; Daten für die drei Abschnitte separat von unten nach oben in Abb. 2 aufgetragen). Die Daten wurden nach Exposition getrennt kurvenförmig angegeben (Punkt-Norden, Doppelkreis verbunden – Westen, Doppelkreis offen – Osten, sternförmiger Kreis – Süden). Der bei anderen Baumdurchmessern ebenfalls wiederkehrende Trend, daß auch in geschlossenen Wäldern die nördlichen Seiten die höchsten Vielfaltswerte erreichen und am unteren Stamm nach Osten und Süden exponierte Flächen die geringste Vielfalt zeigen, ist bemerkenswert. Während am oberen Stamm in südlichen Kleinquadraten die niedrigsten Werte zu finden sind, zeigen die Stammbasisflächen nach dieser Seite fast so hohe Werte wie die nach Norden weisenden Flächen. Eine Diskussion dieser Ergebnisse auch in Hinsicht auf die Erhebungsplanung erfolgt am Ende der Arbeit.

Wie viele Epiphyten ein bestimmtes Gebiet beherbergen kann, hängt neben vielen anderen Faktoren auch von klimatischen Gegebenheiten ab. Um diese etwas näher kennenzulernen, wurde die Artenzahl in Abhängigkeit von der Meereshöhe dargestellt (Abb. 3). Industrienahe Flächen und industrieferne Naturschutzgebiete wurden hinzugefügt, um eine bessere Bewertung der Daten für die NWR zu ermöglichen.

Die höchsten Artenzahlen werden nahe der Küste erreicht. Vereinzelt kann es in der montanen Stufe zu noch höheren Werten kommen. Diese treten besonders in Beständen auf, die von Blockhalden unterbrochen oder durch Überalterung lückig geworden sind. Die niedrigsten Artenzahlen ergaben sich in der Nähe von Industriegebieten. Einige der besonders niedrigen Werte in der planaren und collinen Stufe sind darauf zurückzuführen, daß die Bestände höheren Umweltbelastungen ausgesetzt sind als die übrigen Bestände in derselben Höhenstufe. Auf das Problem des regionalen Artenreichtums von Gesellschaften am unteren Stammabschnitt wird in der Diskussion eingegangen.

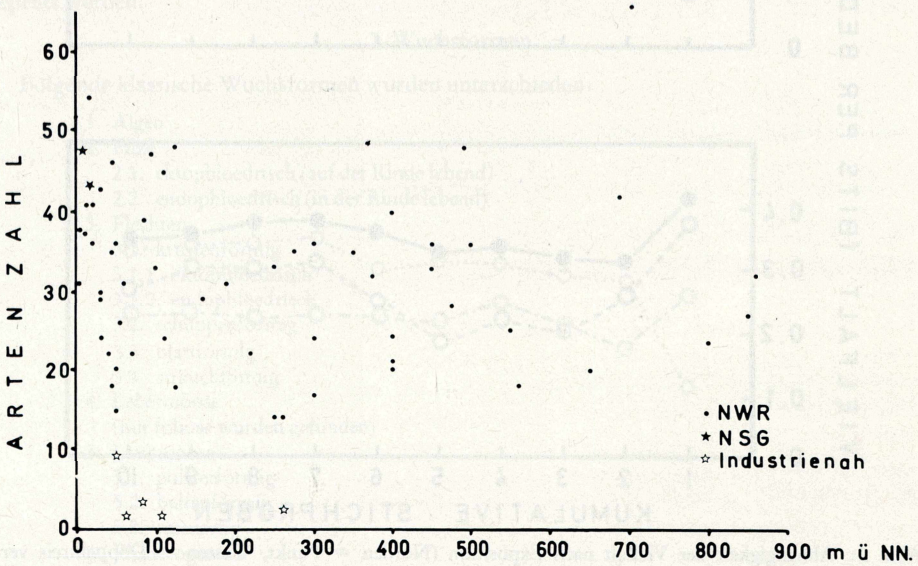


Abb. 3: Abhängigkeit der Zahl der Epiphytenarten an Stammfüßen und unteren Stammabschnitten von der Höhe über NN.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Geht man von der Überlegung aus, daß sich eine vermehrte Umweltbelastung nicht nur auf die absolute Artenzahl auswirkt, sondern daß sie auch zu einer langsamen Umschichtung der Populationen führen kann, dann sollte eine Änderung in der „Gleichförmigkeit" der erste Hinweis auf diesen Umweltstreß sein. Unter Gleichförmigkeit wird hier der Zustand eines Populationsgemisches bezeichnet, der sich aus der Qualitätsänderung einer Nischen-

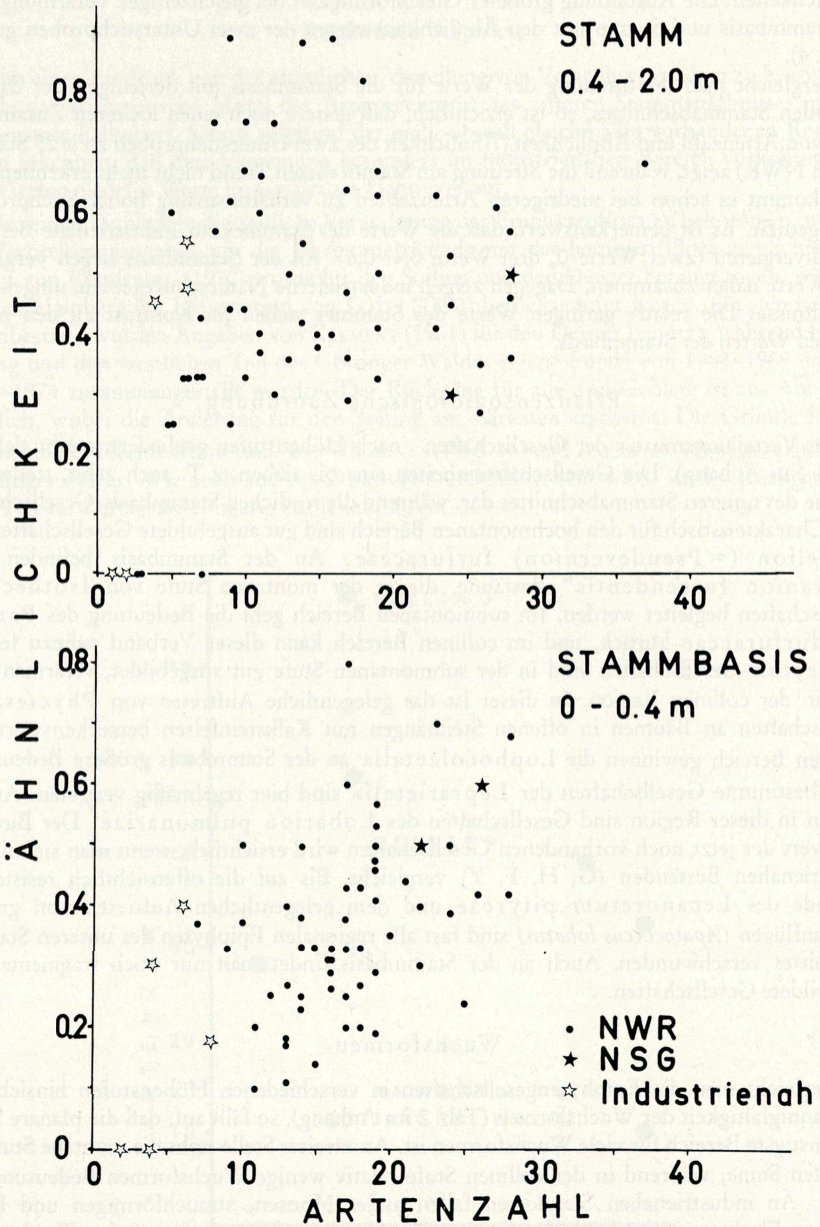


Abb. 4: Ähnlichkeit berechnet mit BRAUN-BLANQUETs Index für zwei Gruppen von 25 Bäumen eines bestimmten NWR in Abhängigkeit von der Artenzahl desselben NWR (50 Stämme).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

mannigfaltigkeit, z. B. nach Übergreifen eines dominanten Faktors, ergibt. Das „feinkörnige" Mosaik wird „grobkörniger", und Populationsgemische zeigen bei geringerem Artenreichtum eine gleichförmige Aufteilung zwischen den Arten („evenness"-Konzept, POOLE 1974). Das standörtliche Mosaik wird z. B. bei allgemeiner Versauerung der Oberflächen viele Neutrophyten oder sonst in ihren Aufwuchsbedingungen spezialisierte Arten ausschließen.

Unter den ungestörten Bedingungen finden sie an nährstoffreichen Rinden noch Existenzmöglichkeiten. Die Ausbildung größerer Gleichförmigkeit bei gleichzeitiger Verarmung wird für Stammbasis und Stamm mit den Ähnlichkeitswerten der zwei Unterstichproben gezeigt (Abb. 4).

Vergleicht man die Streuung der Werte für die Stammbasis mit derjenigen des darüber liegenden Stammabschnittes, so ist ersichtlich, daß erstere noch einen lockeren Zusammenhang von Artenzahl und Ähnlichkeit (Ähnlichkeit der zwei Unterstichproben zu je 25 Stämme für ein NWR) zeigt, während die Streuung am Stamm diesen Trend nicht mehr erkennen läßt. Hier kommt es schon bei niedrigeren Artenzahlen zu verhältnismäßig hoher Stichprobenhomogenität. Es ist bemerkenswert, daß die Werte des Stammes für industrienahe Bereiche weit divergieren (zwei Werte 0, drei Werte 0,4–0,6). An der Stammbasis liegen vergleichbare Werte näher zusammen. Dagegen zeigen industrieferne Naturschutzgebiete umgekehrte Verhältnisse: Die relativ geringen Werte des Stammes stehen im Kontrast zu den relativ höheren Werten der Stammbasis.

Pflanzensoziologische Zuordnung

Das Verteilungsmuster der Gesellschaften , nach Höhenstufen gegliedert, ergibt sich aus Tab. 1 (im Anhang). Die Gesellschaftseinheiten eins bis sieben, z. T. auch zehn, stellen die Vereine des unteren Stammabschnittes dar, während die restlichen Stammbasis-Gesellschaften sind. Charakteristisch für den hochmontanen Bereich sind gut ausgebildete Gesellschaften des Parmelion (= Pseudevernion) furfuraceae. An der Stammbasis befinden sich „Dicranion fuscendentis" Bestände, die in der montanen Stufe von Isothecion-Gesellschaften begleitet werden. Im submontanen Bereich geht die Bedeutung des Parmelion furfuraceae zurück, und im collinen Bereich kann dieser Verband nahezu fehlen. Isothecion-Gesellschaften sind in der submontanen Stufe gut ausgebildet, verarmen aber stark in der collinen Region. In dieser ist das gelegentliche Auftreten von Phycietalia-Gesellschaften an Bäumen in offenen Steilhängen mit Kalksteinfelsen bemerkenswert. Im planaren Bereich gewinnen die Lophocoleetalia an der Stammbasis größere Bedeutung. Auch bestimmte Gesellschaften der Leprarietalia sind hier regelmäßig vertreten. Ausgestorben in dieser Region sind Gesellschaften des Lobarion pulmonariae. Der Bioindikatorwert der jetzt noch vorhandenen Gesellschaften wird ersichtlich, wenn man sie mit den industrienahen Beständen (G, H, F, Y) vergleicht. Bis auf die offensichtlich resistenten Bestände des Lecanoretum pityreae und dem gelegentlichen Auftreten von grünen Algenanflügen *(Apatococcus lobatus)* sind fast alle regionalen Epiphyten des unteren Stammabschnittes verschwunden. Auch an der Stammbasis findet man nur noch fragmentarisch ausgebildete Gesellschaften.

Wuchsformen

Vergleicht man die Epiphytengesellschaften in verschiedenen Höhenstufen hinsichtlich der Mannigfaltigkeit der Wuchsformen (Tab. 2 im Anhang), so fällt auf, daß die planare Stufe der günstigste Bereich für viele Wuchsformen ist. An zweiter Stelle steht die montane Stufe im weitesten Sinne, während in der collinen Stufe relativ wenige Wuchsformen Bedeutung erlangen. An industrienahen Standorten fallen außer Moosen, strauchförmigen und blattförmigen Flechten auch einige der Krusten aus. Darüber hinaus scheint eine Tendenz zu häufigerem Befall der in diesem Bereich wenig vitalen Krusten und Algenanflüge mit dem parasitischen Basidiomyceten *Athelia epiphylla* (weiße Ringe) vorzuliegen.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

An der Stammbasis nimmt die Bedeutung der Flechten ab und die der Moose zu (Tab. 3 im Anhang). Im übrigen kann man ähnliche höhenbedingte Unterschiede feststellen, wie bei den Wuchsformen des unteren Stammabschnittes. In industrienahen Bereichen läßt sich ebenfalls ein deutlicher Rückgang feststellen. Dieser ist aber hier weniger wuchsformenspezifisch als bei den verarmten Beständen an unteren Stammabschnitten.

Regionale Aspekte

Um einen Eindruck von der räumlichen Verteilung von Verarmungsstadien zu bekommen, wurde das arithmetische Mittel des Artenreichtums des unteren Stammabschnittes in einer Höhenstufe kalkuliert. Schon aufgrund der nicht überall gleichmäßig vorhandenen Reservate ist zu erkennen, daß eine Verarmung besonders im industrienahen Bereich vorkommt. Gehäuft treten niedrige Werte im Großraum Hannover auf.

Um einen Einblick in die zeitliche Veränderung der Epiphytenflora zu bekommen, wurden die Verbreitungsangaben um die Jahrhundertwende mit der heutigen Flora verglichen. Die Arbeit von Rüggeberg (1910) wurde für den Solling und den Deister herangezogen, während für den Hainberg die Dissertation von Lotsy (1890) berücksichtigt wurde. Für den heutigen Artenbestand wurden Angaben von Klement (1961) für den Deister benutzt, während für den Solling und den westlichen Teil des Göttinger Waldes eigene Funde von 1964–1969 und von 1973–1974 zusammengestellt wurden. Der Rückgang für alle drei Gebiete ist aus Abb. 5 ersichtlich, wobei die Änderung für den Solling am stärksten erscheint. Die Gründe für den Wandel in der Flechtenflora sind, wie Wilmanns (1965/66) und Barkman (1966) gezeigt haben, vielfältiger Natur. Wie auch aus der Diskussion ersichtlich sein wird, ist der Rückgang nur zum Teil auf Luftverunreinigung zurückzuführen.

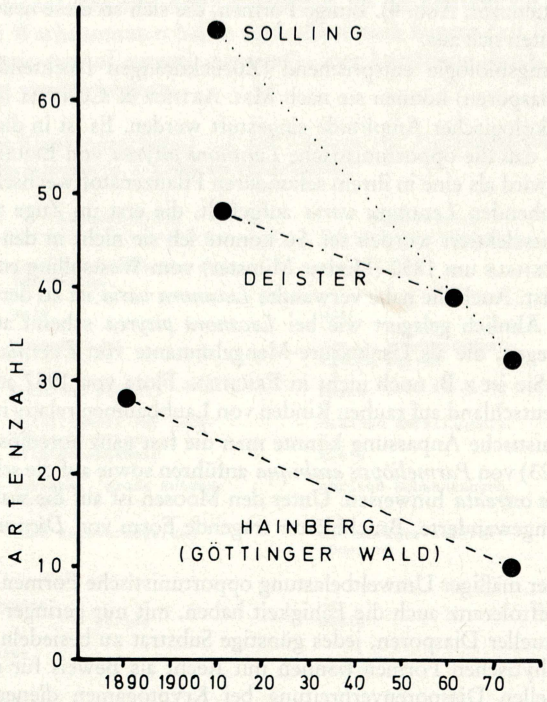


Abb. 5: Änderungen der Artenzahlen von Epiphyten für Solling, Deister und Hainberg.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Diskussion

Das Epiphytenkataster von NWR stellt im wesentlichen eine weiter ausbaufähige Datensammlung dar. Aber schon das vorliegende Material zeigt gewisse Tendenzen. Bevor man diese diskutiert, soll auf einige Aspekte der Datenauswertung hingewiesen werden:

Der Vielfältigkeitswert wurde als Berechnungsgrundlage herangezogen, da er es erlaubt, bei gleicher Flächengröße Daten in gleiche Dimension (Bits/Individuum) zu „transformieren". Es ist im Zusammenhang mit den Vielfaltskurven (Abb. 2) darauf hinzuweisen, daß es nur in wenigen Positionen zu einem gedämpften Verlauf der Kurven in bestimmten Expositionen kommt. Nach Süden und Osten gerichtete Flächen werden offensichtlich viel weniger besiedelt als N- und W-exponierte Flächen. Eine Schwierigkeit der Interpretation ergibt sich aus der Tatsache, daß das kleinstandörtliche Mosaik in Süd- und Ost-Exposition von Stammabflußrinnen gelegentlich beeinflußt wird. Weiterhin ist darauf hinzuweisen, daß man mit steigendem Durchmesser deutliche Zonierungen an der Stammbasis beobachten kann. Die Zonen ziehen sich um so höher am Stamm hinauf, je mehr der Trägerbaum, von Westwinden beeinflußt, geneigt ist. Diese leichte Neigung wirkt sich nach HARRIS (1971a, 1971b, 1972) entscheidend auf die Produktivität der Kryptogamen aus. An dem resultierenden Überhang treten dann außerhalb der Abflußrinnen tropfenabweisende Krusten auf, die ihren Wasserdampfbedarf direkt aus der Luft erfüllen können (BERTSCH 1966).

Bei der Diskussion der regionalen Tendenzen ist darauf hinzuweisen, daß die küstennahen Gebiete und die montane Region oberhalb der Inversionsgrenzen (FORTAK 1970) die am wenigsten verarmten Gebiete sind. Es scheint, nach der Flechtenverbreitung zu urteilen, die Luftverunreinigung besonders im collinen Bereich und im Mittelgebirgsvorland wirksam zu sein. Dieses Gebiet deckt sich etwa mit dem von DE BARY & JUNGE (1963) angegebenen Bereich mit erhöhter regionaler SO_2-Belastung. In diesem Bereich erscheint die Veränderung der Flechtenflora besonders gravierend. Es kommt zu einer großen Gleichförmigkeit (hohe Ähnlichkeitswerte bei geringer Artenzahl, Abb. 4). Einige Formen, die sich an diese neue Umweltqualität anpassen können, breiten sich aus.

Ihrer Fortpflanzungsbiologie entsprechend (Zurückdrängen fruchtender Formen, Zunehmen asexueller Diasporen) können sie nach MAC ARTHUR & CONNELL (1970) als Opportunisten mit weiter ökologischer Amplitude eingestuft werden. Es ist in diesem Zusammenhang bemerkenswert, daß die opportunistische *Lecanora pityrea* von ERICHSEN erst 1929 beschrieben wurde. Sie wird als eine in ihrem sekundären Pflanzenstoffwechsel unterschiedliche Form der ihr nahestehenden *Lecanora varia* aufgefaßt, die erst im Zuge zunehmender Industrialisierung herausselektiert worden sei. So konnte ich sie nicht in den reichlichen Aufsammlungen von BECKHAUS um 1850 (Herbar Münster) vom Westsolling entdecken, obwohl sie dort heute häufig ist. Auch die nahe verwandte *Lecanora varia* ist zu der Zeit nur spärlich vorhanden gewesen. Ähnlich gelagert wie bei *Lecanora pityrea* scheint auch der Fall von *Evernia herinii* zu liegen, die als Usninsäure-Mangelmutante von *Evernia prunastri* aufgefaßt werden könnte. Sie ist z. B. noch nicht in ERICHSENs Flora von 1957 aufgeführt, kommt aber heute in NW-Deutschland auf rauhen Rinden von Laubbäumen relativ regelmäßig vor.

Als weitere opportunistische Anpassung könnte man die fast ganz sorediös aufgelöste Form (f. *leprosa* ANDERS 1923) von *Parmeliopsis ambiqua* anführen sowie auf die schuppig sorediöse, weit verbreitete *Psora ostreata* hinweisen. Unter den Moosen ist auf die wahrscheinlich auch erst in letzter Zeit eingewanderte, Bruchblätter tragende Form von *Dicranum strictum* aufmerksam zu machen.

So haben sich unter mäßiger Umweltbelastung opportunistische Formen durchgesetzt, die neben ihrer Schadstofftoleranz auch die Fähigkeit haben, mit nur geringer Zeitverzögerung, häufig mit Hilfe asexueller Diasporen, jedes günstige Substrat zu besiedeln. Diese ubiquistischen, häufig acidophytischen Formen können mit Recht als Beweis für die oft vertretene Theorie der universellen Diasporenverbreitung bei Kryptogamen dienen (HERZOG 1926, POELT 1952).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Im Kontrast zu diesen opportunistischen Formen (1) stehen zwei Gruppen von Flechten: Die erste umfaßt im wesentlichen das Arteninventar der Physcietalia (2). Diese Arten sprechen besonders auf die lokale Nährstoffzufuhr im ruralen Bereich an und kommen deshalb gehäuft in der Nähe der dörflichen Siedlungen vor. Ihr ursprünglicher Standort in der Naturlandschaft dürften offene, nährstoffreiche Auenwälder in der Ebene sowie kalkreiche, offene Blockschuttwälder im collinen Bereich gewesen sein. An letzteren, wegen ihres Kalkgehalts gut gepufferten Standorten (Ratsburg, Hohenstein, Huckstein, Schrabstein) kommen diese Flechten noch heute vor. Als Belastungsindikatoren sind diese Formen nur bedingt zu gebrauchen, da sie zunächst positiv auf eine gewisse Umweltverschmutzung reagieren und erst bei extremen Belastungen im industrienahen und stadtnahen Bereich ausfallen.

Die dritte Gruppe enthält viele blattförmige Formen, die z.B. im Lobarion pulmonariae gut ausgebildet sind. Diese Epiphyten waren im 18. und 19. Jahrhundert noch weit verbreitet (EHRHART 1788–92, BECKHAUS 1859, NÖLDECKE 1870, STÖLTING 1866, 1893, LAHM 1885, SANDSTEDE 1913;). Sie kamen hauptsächlich in überalterten Beständen gehäuft vor. Mit dem Einsetzen der geregelten Forstwirtschaft wurden diese Bestandesstrukturen immer seltener und so auch die Nachwanderungswege der Flechten länger (FREY 1958).

Bei der Diskussion des Artenreichtums von NWR hat die zweite Gruppe die geringste Bedeutung, da sie zu sporadisch vertreten ist. Die erste und dritte Gruppe jedoch sind deshalb wichtig, weil noch in einigen Reservaten das heutige Arteninventar eine Kombination von beiden ist. Das Aussterben der dritten Gruppe ist vorhersehbar, da nach MARGOT (1973) ihre Diasporen schon heute stark geschädigt werden dürften. Andererseits dürften diese Formen durch die in vielen Beständen fast alle Rinden überziehenden grünen Anflüge von protococcoiden Grünalgen daran gehindert werden, sich anzusiedeln. In Tab. 4 sind einige Eigenschaften der drei Gruppen zusammengefaßt. Es ist darauf hinzuweisen, daß die erste Gruppe Populationseigenschaften besitzt, die MAC ARTHUR (1962) und GADGIL & SOLBRIG (1972) als r-Strategie bezeichnet haben, während die K-Strategie charakteristisch für die dritte Gruppe ist. Unter „r-Strategen" faßt man Arten zusammen, die bei Ankunft auf einem Substrat schnell anwachsen, hohe Wachstumraten haben und schon nach kurzer Zeit Diasporen produzieren („maximal instrinsic rate of natural increase"), aber kurzfristig durch konkurrenzkräftigere Formen verdrängt werden können.

Tab. 4: Ökologische Kurzkennzeichnung von drei Gruppen von Flechtengesellschaften (1. Lecanoretalia variae, 2. Physcietalia ascendentis, 3. Lobarion pulmonariae)

	Lecanoretalia	Physcietalia	Lobarion
Mikroklima	tiefer Schatten bis volle Insolation	wie 1	Schatten, hohe Luftfeuchtigkeit
Amplitude	weit	weit	eng
Substrat	unspezifisch	einige substratspezifische Formen	viele Formen mit hoher Substratspezifität
Diasporenproduktion	hoch und schnell	mäßig	gering und langsam
Mortalität	Anfälligkeit für parasitische Pilze	geringe Anfälligkeit	gering
	dichteunabhängig	wie 1	dichteabhängig
Populationsgröße	variabel, große Schwankungen	geringe Schwankungen	relativ konstant
Wiederbesiedlung	ohne Zeitverzögerung	mit mäßiger Zeitverzögerung	mit großer Zeitverzögerung
Indikatorwert bei			
a) substratversauernden Emissionen	gering	mäßig	hoch
b) substrateutrophierenden Emissionen	-	gering	mäßig
c) starker Belastung von a und b gleichzeitig	hoch	hoch	hoch

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Die Formen, die sich längerfristig an einem Ort etablieren, haben häufig eine andere Strategie: Sie nutzen, bei hoher Konkurrenzfähigkeit mit häufig langsamem Wachstum und größerer Zeitverzögerungen bis zum Anwachsen ein bestimmtes langlebiges Habitat bis zu einem bestimmten Sättigungsniveau der Besiedlung aus (K-Strategie, „carrying capacity"). Es muß aber erwähnt werden, daß bei den Strategien weniger die Dichte der selektierende Faktor ist als vielmehr das Substratangebot mit bestimmten Nischeneigenschaften. Und zwar wirken im Substrat neben anderen zwei bedeutsame selektierende Eigenschaften: die mechanische Stabilität und die chemische Natur. Gerade letztere zeigt bei hoher Umweltbelastung eine stark veränderte Qualität.

Oberflächenversauerung für den stadtnahen Bereich (Syke 1968, Staxäng 1969, Lötschert et al. 1973) und in industrienahen Regionen (Grodzinska 1971) bei gleichzeitiger Stickstoffzufuhr (Ulrich et al. 1971) sind für viele Gebiete Niedersachsens zu erwarten. In diesen sind die Gesellschaften im wesentlichen von r-Strategen aufgebaut. K-Strategen kommen nur gehäuft in unbelasteten Beständen vor, wo urwaldartige Regenerationsphasen für kurze Nachwanderungswege sorgen. Sie sind wegen ihrer heute reliktischen Verbreitung kaum noch als Belastungszeiger heranzuziehen. In Norddeutschland kommen sie nur noch in den Kratts (Niederwäldern) von Schleswig-Holstein vor (Saxen 1963).

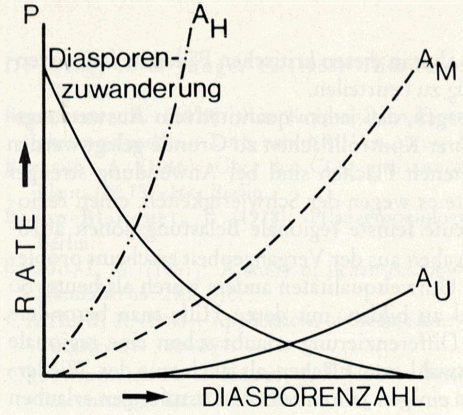
Die präsentierten Daten lassen sich nur schwer im Zusammenhang diskutieren, ohne einige Modellvorstellungen von der Dynamik epiphytischer Pflanzengesellschaften zu berücksichtigen. In Abb. 6 sind vier Modelle von lokaler und regionaler Bedeutung dargestellt: Von einem Diasporen abgebenden Stamm (P., Artenpool) werden Verbreitungseinheiten zu einem unbesiedelten Stamm verbracht, wo sie sich bei günstigen Umweltbedingungen etablieren können, während ein Rest abstirbt. Es kommt zu einem dynamischen Gleichgewicht zwischen Zuwanderung und Absterben der Diasporen. Die sich ergebende Gleichgewichtslage (Schnittpunkt der Kurven, Abb. 6: links oben) wird bei zunehmender Belastung in Richtungen verschoben, die erwarten lassen, daß immer weniger etablierungsfähige Diasporen am Substrat ankommen.

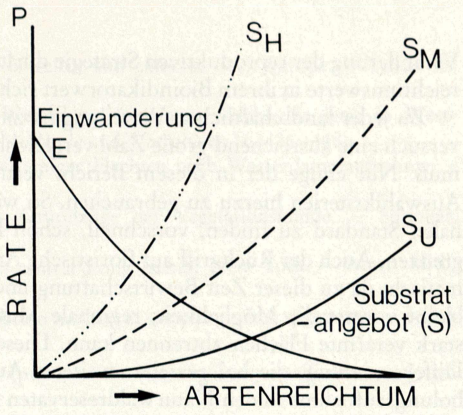
Setzt man jetzt das Substratangebot (S) eines Bestandes mit der Einwanderung (E) in Beziehung (Abb. 6: rechts oben), dann dürften mit zunehmender Substratverschlechterung immer weniger Arten einwandern.

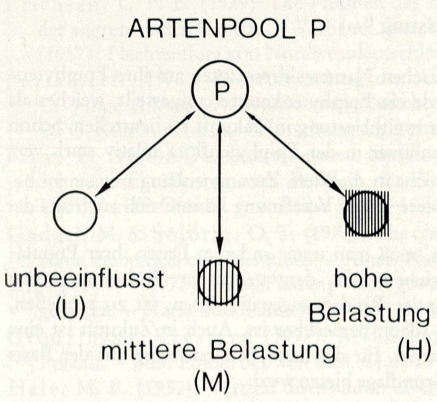
Neben diesen Einflüssen durch hohe Umweltbelastung hat man auf regionalem Niveau hauptsächlich mit zwei Variablen, nämlich der Bestandesgröße und der Bestandesentfernung zu rechnen. Nimmt man einmal vereinfachend die Einwanderungskurve (E) und die Substratangebotskurve als linear an, dann ist erkennbar, daß, je größer ein bestimmter Bestand ist, ein größerer Artenreichtum dann zu erwarten ist, wenn ein mit konstanter Menge Diasporen liefernder Artenpool vorhanden ist (Abb. 6: rechts unten). Bleibt die Bestandesgröße gleich, ist aber die Entfernung dieser Bestände zu einem Artenpool variabel, so sollten anwachsende Artenreichtumswerte mit abnehmender Länge der Nachwanderungswege zu erwarten sein (Abb. 6: links unten).

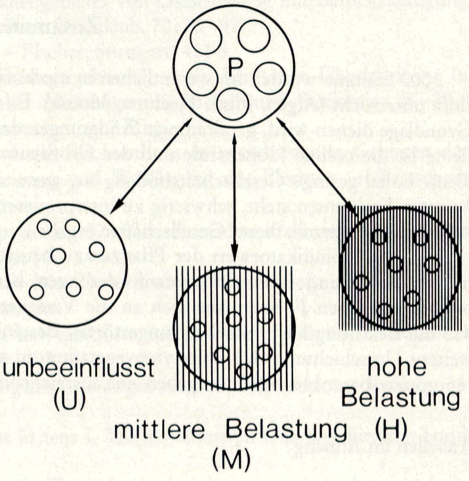
Setzt man einige der obigen Modellvorstellungen über mehrere Waldgenerationen ein, so sind folgende Zusammenhänge wahrscheinlich: In einem plenterwaldartigen Bestand kommt es durch die enge Vermischung von verschiedenen Altersphasen nur zu einer geringen Schwankung der Summe der Substratflächen. Im Wirtschaftswald kommt es in der Regel durch Kahlschlagbetrieb zu einer klaren Zäsur nach jeder Baumgeneration. Während im Urwald die Nachwanderungswege kurz sind, müssen die Diasporen im Wirtschaftswald einen längeren Weg transportiert werden. Dieses kann schon zu einer Verarmung der Epiphytenflora beitragen, wie Frey (1958) in der Schweiz gezeigt hat. Nimmt man zu diesen Entfernungseffekten noch Umweltbelastung hinzu, so dürfte sich, solange der Artenpool unbelastet ist, noch eine gewisse Epiphytenflora halten. Ist aber auch der Artenpool beeinflußt, so ist zu erwarten, daß es schneller zu einer Verarmung kommt. Es ist darauf hinzuweisen, daß es rein formal schwierig sein dürfte, Verarmungsstadien infolge weiter Nachwanderungswege zu trennen von geringen Artenreichtumswerten, die in Umweltbelastungen begründet sind. Die

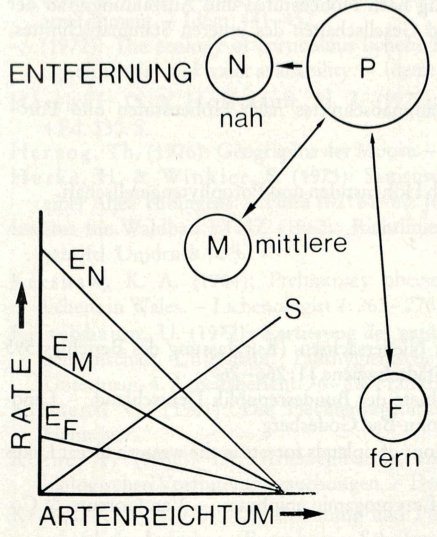
©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at











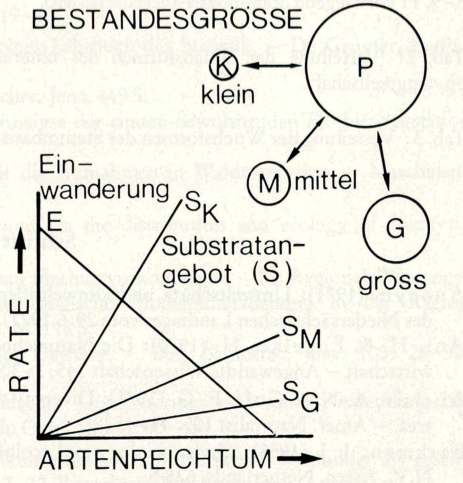


Abb. 6: Modellvorstellungen zur Dynamik des Artenreichtums an Epiphyten von Waldbeständen (Erläuterung im Text).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Veränderung der reproduktiven Strategie dürfte aber in diesen kritischen Fällen helfen, Artenreichtumswerte in ihrem Bioindikatorwert richtig zu beurteilen.

Zu jeder landschaftlichen Verteilung ist zu sagen, daß jedem quantitativem Auswertungsversuch eine ausreichend große Zahl vergleichbarer Kontrollflächen zu Grunde gelegt werden muß. Nur einige der in diesem Bericht vertretenen Flächen sind bei Anwendung strenger Auswahlkriterien hierzu zu gebrauchen. So wäre es wegen der Schwierigkeiten, einen regionalen Standard zu finden, vorschnell, schon heute feinste regionale Belastungszonen abzugrenzen. Auch der Rückgriff auf floristische Angaben aus der Vergangenheit erscheint problematisch, da zu dieser Zeit Bewirtschaftung und Umweltqualitäten anders waren als heute. So bleibt vorerst die Möglichkeit, regionale Mittel zu bilden, mit deren Hilfe man besonders stark verarmte Flächen abtrennen kann. Diese Differenzierung erlaubt schon eine regionale Differenzierung, die bei gezielter weiterer Auswahl von Flächen als auch mit der Wiederholungsaufnahme in den Naturwaldreservaten in einigen Jahren feinere Abstufungen erlauben sollte.

Zusammenfassung

3000 Stämme wurden im wesentlichen in niedersächsischen Naturwaldreservaten auf ihre Epiphytenflora untersucht (Algen, Pilze, Flechten, Moose). Es wurde ein Epiphytenkataster aufgestellt, welches als Grundlage dienen wird, großräumige Änderungen der Umweltbelastung in Zukunft zu beurteilen. Schon heute ist die colline Höhenstufe und der Großraum Hannover in der Epiphytenflora relativ stark verarmt. Lokal geringe Gesellschaftsbildung ist, wenn sie nicht in direktem Zusammenhang mit einem bekannten Emittenten steht, schwierig zu interpretieren. Diese lokale Verarmung könnte sich auch aus der natürlichen Dynamik dieser Gesellschaften ergeben.

Um den Bioindikatorwert der Pflanzen zu beurteilen, muß man unter anderem Daten ihrer Populationsdynamik und ihrer Substratanforderungen heranziehen. Aus dem gehäuften Vorkommen von opportunistischen Formen, die sich an die Versauerung der Rinden angepaßt haben, ist zu schließen, daß die Belastung auch in relativ ungestörten Beständen schon bemerkbar ist. Auch in Zukunft ist eine weitere Umschichtung der Epiphytenvegetation zu erwarten, für die diese Untersuchung auf der Basis reproduzierbarer Häufigkeitsangaben eine ausreichende Grundlage bieten wird.

Tabellen im Anhang:

Tab. 1: Pflanzensoziologische Klassifizierung, Verteilung nach Höhenstufen und Ausbildungsgrad der epiphytischen Gesellschaften (Klasse 1–7, 10 vorwiegend Gesellschaften des unteren Stammabschnittes, 8–9, 11 vorwiegend Stammbasis-Gesellschaften).

Tab. 2: Verteilung der Wuchsformen des unteren Stammabschnittes nach Höhenstufen und Porophytengesellschaft.

Tab. 3: Verteilung der Wuchsformen der Stammbasis nach Höhenstufen und Porophytengesellschaft.

Schriften

Anonym (1971): Umweltschutz und Umweltpflege in Niedersachsen. (Kurzfassung des Berichtes 595 des Niedersächsischen Landtages vom 29.6.1971). – Städtehygiene 11: 266–267.

Ant, H. & Engelke, H. (1970): Die Naturschutzgebiete der Bundesrepublik Deutschland. – Landwirtschaft – Angewandte Wissenschaft 145: 1–305. Bonn-Bad Godesberg.

Auclair, A. N. & Goff, F. G. (1971): Diversity relations of uplands forests in the western Great Lakes area. – Amer. Naturalist 105: 494–528.

Barkman, J. J. (1958): Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. – Van Gorcum & Co. N.V., Assen, Netherlands, 628 S.

–,– (1966): Menschlicher Einfluß auf die Epiphytenvegetation West-Europas. – In: R. Tüxen (Herausg): Anthropogene Vegetation: 8–18. Junk, Den Haag.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

De Bary, E. & Junge, C. (1963): Distribution of sulfur and chlorine over Europe. – Tellus 15: 370–381.

Beckhaus, K. (1859): Zur Kryptogamen-Flora Westfalens. Lichenen, welche bis jetzt in Westphalen gefunden. – Verh. naturhist. Ver. preuss. Rheinlande und Westphalen 16: 426–448.

Bertsch, A. (1966): Über den CO_2 – Gaswechsel einiger Flechten nach Wasserdampfaufnahme. – Planta 68: 157–166. Berlin.

Braun-Blanquet, J. (1928): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. – Springer, Berlin.

Brodo, I. M. (1961): A study of lichen ecology in central Long Island, New York. – Amer. Midl. Naturalist 65: 290–310.

Canfield, R. (1941): Applications of the line interception method in sampling range vegetation. – Journ. Forestry 39: 388–394.

Cheetham, A. H. & Hazel, J. E. (1969): Binary (presence-absence) similarity coefficients. – Journ. Paleontology 43: 1130–1136.

Ehrhart, F. (1788–92): Beiträge zur Naturkunde. – Hannover.

Erichsen, C. F. E. (1929): Die Flechten des Moränengebietes von Ostschleswig mit Berücksichtigung der angrenzenden Gebiete. – Verhandl. Bot. Ver. Prov. Brandenb. 70: 70–92.

–,– (1957): Flechtenflora von Nordwestdeutschland. – Fischer, Stuttgart, 411 S.

Fortak, H. (1970): Die Anwendung der Ausbreitungsrechnung – ein kritischer Überblick. – In C. Junge (Herausg.): Repräsentanz luftchemischer Messungen an background Stationen: 26–39. DFG, Kommission zur Erforschung der Luftverunreinigung, 7 Mitt.

Frey, E. (1958): Die anthropogenen Einflüsse auf die Flechtenflora in verschiedenen Gebieten der Schweiz. Ein Beitrag zum Problem der Ausbreitung und Wanderung der Flechten. – Festschrift Lüdi, Veröff. Geobot. Inst. Rübel 33: 91–107. Zürich.

Gadgil, M. & Solbrig, O. T. (1972): The concept of rand K selection: evidence from wild flowers and some theoretical considerations. – Amer. Naturalist 106: 14–31.

Glavač, V. (1972): Zur Planung von geobotanischen Dauerbeobachtungsflächen in Waldschutzgebieten. – Natur und Landschaft 5: 139–143. Stuttgart.

Grodzinska, Krystyna (1971): Acidification of tree bark as a measure of air pollution in Southern Poland. – Bull. Polon. Sci. Ser. Biol. Cl. II 19: 189–195.

Hale, M. E. (1952): Vertical distribution of cryptogams in a virgin forest of Wisconsin. – Ecology 33: 398–406.

Harris, G. P. (1971 a): The ecology of corticolous lichens I. The Zonation on Oak and Birch in South Devon. – Journ. Ecol. 59: 431–439.

–,– (1971 b): The ecology of corticolous lichens II. The relationship between physiology and the environment. – Idem: 441–452.

–,– (1972): The ecology of corticolous lichens III. A simulation model of productivity as a function of light intensity and water availability. – Idem: 60: 19–40.

Haseloff, O. & Hoffmann, H. J. (1970): Kleines Lehrbuch der Statistik. – De Gruyter, Berlin, 4 Ed. 330. S.

Herzog, Th. (1926): Geographie der Moose. – Fischer, Jena, 449 S.

Hurka, H. & Winkler, S. (1973): Statistische Analyse der rinden-bewohnenden Flechtenvegetation einer Allee Tübingens. – Flora 162: 61–80. Jena.

Institut für Waldbau ETHZ (1962): Richtlinien für die Aufnahmen in Waldreservaten. – Maschinenschriftl. Umdruck 10 S.

Kershaw, K. A. (1964): Preliminary oberservations on the distribution and ecology of epiphytic lichens in Wales. – Lichenologist 2: 263–276.

Kirschbaum, U. (1972): Kartierung des natürlichen Flechtenvorkommens. – In: Regionale Planungsgemeinschaft Untermain: Lufthygienische-meteorologische Modelluntersuchung in der Region Untermain. 4. Arbeitsbericht: 76–80. Frankfurt a. M. 118 S.

Klement, O. (1961): Die Flechtenvegetation des Deisters. – Ber. Naturhist. Ges. 105: 23–30. Hannover.

Kothe, P. (1962): Der Artenfehlbetrag, ein einfaches Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorfluteruntersuchungen. – Deutsch. Gew. Mitt. 6: 60–65.

Kremser, W. (1970): Die Erhaltung und Pflege kulturhistorisch bedeutsamer Waldbilder als gesellschaftliche Aufgabe. – Rotenburger Schriften 33: 7–22. Rotenburg/W.

–,– (1971): Naturwaldreservate für Lehre und Forschung in den Niedersächsischen Landesforsten. – Neues Arch. f. Nds. 20: 5–16.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Kunze, M. (1972): Emittentenbezogene Flechtenkartierung auf Grund von Frequenzuntersuchungen. – Oecologia 9: 123–133. Berlin.

Lahm, G. (1885): Zusammenstellung der in Westfalen beobachteten Flechten unter Berücksichtigung der Rheinprovinz. – Coppenrath, Münster, 163 S.

Lamprecht, H. (1971): Zur wald- und vegetationskundlichen Bedeutung von Naturwaldparzellen. – Forst- und Holzwirt 26: 25–29. Hannover.

Lamprecht, H., Göttsche, D., Jahn, Gisela und Peik, K. (1974): Naturwaldreservate in Niedersachsen. – Aus dem Walde. 23: 233 S. Sep. Kartenband (Abb. 1–22). Hannover.

LeBlanc, F. (1963): Quelques Sociétés ou Unions d'Epiphyte du Sud du Québec. – Can. Journ. Bot. 41: 591–638.

LeBlanc, F. & De Sloover, J. (1970): Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. – Can. Journ. Bot. 48: 1485–1496.

Lötschert, W. & Köhm, H.-J. (1973): pH-Wert und S-Gehalt der Baumborke in Immissionsgebieten. – Oecol. Plant. 8, 3: 199–209. Paris.

Lotsy, J. P. (1890): Beiträge zur Biologie der Flechtenflora des Hainberges bei Göttingen. – Diss. Göttingen; Hofer, Göttingen, 47 S.

MacArthur, R. H. (1962): Some generalized theorems of natural selection. – Nat. Acad. Sci., Proc. 48: 1893–1897.

MacArthur, R. H. & Connell, J. H. (1970): Biologie der Populationen. – BLV, München. 199 S.

Margot, J. (1973): Experimental study of the effects of sulfur dioxide on the soredia of Hypogymnia physodes. – In: B. W. Ferry, M. S. Baddeley & D. L. Hawksworth (Herausgeb.): Air Pollution and Lichens: 315–329. University of Toronto Press, Toronto, 389 S.

Müller-Dombois, D. & Ellenberg, H. (1974): Aims and Methods of Vegetation Ecology. – Wiley, New. York, 547 S.

Muhle, H. (1973): Zur Planung von Kleinquadrat-Dauerflächen von Kryptogamengesellschaften. Unveröff. Mskr. (z. T. als Vortrag 1.9.75: Arbeitsgruppe f. Sukzessionsforsch. auf Dauerflächen der Internat. Ver. f. Vegetationskd.).

Nöldecke, C. (1870): Verzeichnis der im Fürstenthum Lüneburg beobachteten Laubmoose und Flechten. – Jahresh. naturwiss. Ver. Fürstenthum Lüneburg 4: 51–84.

Pielou, E. C. (1974): Population and Community Ecology. Principles and Methods. – Gordon and Breach, New Jork, S. 301 ff.

Poelt, J. (1952): Zur Verbreitung einiger Cladonien in Bayern. – Ber. Naturforsch. Ges. Augsburg 5: 93–100.

Poole, R. W. (1974): An Introduction to Quantitative Ecology. – MacGraw-Hill, New Jork, 532 S.

Rüggeberg, H. (1910): Die Lichenen des östlichen Weserberglandes. – Diss. Göttingen, Riemschneider, Hannover 83 S.

Sandstede, H. (1913): Die Flechten des nordwestdeutschen Tieflandes und der deutschen Nordseeinseln. – Abh. Naturwiss. Ver. Bremen 21: 9–238.

Saxen, W. (1963): Zur Verbreitung der Lungenflechte im Lande Schleswig. – Schriften Naturw. Ver. Schleswig-Holstein 34: 84–88. Kiel.

Skye, E. (1968): Lichens and Air Pollution. – Acta Phytogeogr. Suecica 52: 1–123.

Städtehygiene: siehe Anonym (1971).

Staxäng, B. (1969): Acidification of bark of some deciduous trees. – Oikos 20: 224–230.

Stölting, A. (1866): Primitiae florulae Hudemolanae. – Jahresh. naturw. Ver. Fürstenthum Lüneburg 2: 42–43, 78–83.

–,– (1893): Beitrag zur Kryptogamenflora des Fürstenthums Lüneburg III. – Jahresh. naturw. Ver. Fürstenthum Lüneburg 12: 95–98.

Ulrich, B. (1971): Chemische Wechselwirkungen zwischen Wald-Ökosystemen und ihrer Umwelt. – Forstarchiv 43 (3): 41–43. Hannover.

Ulrich, B., Ahrens, E. & Ulrich, M. (1971): Soil chemical differences between Beech and Spruce sites, an example of methods used. – In: Ellenberg, H. (Herausgeb.): Integrated Experimental Ecology: 171–190. Springer, Heidelberg. 214 S.

Wilmanns, Otti (1965/66): Anthropogener Wandel der Kryptogamen-Vegetation in Südwestdeutschland. – Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftg. Rübel. 37: 74–87. Zürich.

Yarranton, G. H. (1972): Distribution and Succession of Epiphytic Lichens on Black spruce near Cochrane, Ontario. – Bryologist 75: 462–480.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tab. 1 Epiphytische Gesellschaften in Naturwaldreservaten Niedersachens

Gesellschaftsbildung gut
" gering
" äusserst fragmentarisch

vereinzeltes Vorkommen
charakteristischer Arten
nachweisbar ausgestorben

HOCH-MONTAN — **MONTAN** — **SUBMONTAN** → — **COLLIN** → — **PLANAR**

FLÄCHENNUMMER:	22	28	40	21	39	19	17	18	20	23	41	44	G	45	48	42	43	15	61	24	12	52	14	47	46	51	60	49	H	F	13	11	50	55	E	16	37	55	52	24	25	30	36	63	62	26	32	13	53	57	54	A	B	Y	64	48	99	29	54	34	7	10	27/28
1. Apatococcus lobatus Bestände						●	●	●	•	●	●	●	•	●	●	•	•	•	●	•	•	●	●	●	●	●	●	●	•			•	●	●	●	•	•	•	•	•	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
2. Trentepohlia umbrina Bestände																																		●																		

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tab. 1 Epiphytische Gesellschaften in Naturwaldreservaten Niedersachens

Gesellschaftsbildung gut
" gering
" äusserst fragmentarisch

vereinzeltes Vorkommen
charakteristischer Arten
nachweisbar ausgestorben

HOCH-MONTAN — **MONTAN** — **SUBMONTAN** → — **COLLIN** → — **PLANAR**

FLÄCHENNUMMER:	22	28	40	21	39	19	17	18	20	23	41	44	G	45	48	42	43	15	61	24	12	52	14	47	46	51	60	49	H	F	13	11	50	55	E	16	37	55	52	24	25	30	36	63	62	26	32	13	53	57	54	A	B	Y	64	48	99	29	54	34	7	10	27/28
1. Apatococcus lobatus Bestände						●	●	●	•	●	●	●	•	●	●	•	•	•	●	•	•	●	●	●	●	●	●	●	•			•	●	●	●	•	•	•	•	•	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
2. Trentepohlia umbrina Bestände																																		●																		

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tab.2 WUCHSFORMEN DER STAMMBASIS

| | | Hoch-montan | | | Montan | | | Submontan | | | | | | | | | | Collin | | | | | | | | | |

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

TAB.3 WUCHSFORMEN DER UNTEREN STAMMABSCHNITTE

| | | Hochmontan | Montan | Submontan | | |

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft (alte Serie)

Jahr/Year: 1977

Band/Volume: NF_19-20

Autor(en)/Author(s): Muhle Hermann

Artikel/Article: Ein Epiphytenkataster niedersächsischer Naturwaldreservate 47-62