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

Zur anthropogenen Beeinträchtigung stadtnaher Wälder Das Beispiel der Eilenriede bei Hannover[1])

- Ludwig Trepl -

ZUSAMMENFASSUNG

Die Veränderungen, welche die Bodenvegetation eines stadtnahen, mesophilen Laubwaldes, der hinsichtlich seiner Baumartenzusammensetzung und seiner räumlichen Struktur außergewöhnlich naturnah ist, gegenüber dem Jahre 1946 erfahren hat, werden durch Vergleich alter und neuer Vegetationsaufnahmen untersucht. Zur Indikation des "Störungszustandes" dient u.a. eine auf Grund der schwerpunktmäßigen Verteilung der Arten auf Gesellschaften mit unterschiedlicher Umweltdynamik ermittelte "Dynamik-Zahl". Es ergab sich, daß in den letzten drei Jahrzehnten das Ausmaß der Störung erheblich zugenommen hat, was sich im Rückgang "echter" Waldpflanzen und in der Zunahme von Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in Gesellschaften, die unter unbeständigeren Umweltbedingungen leben, zeigt. Diskutiert werden Beziehungen zwischen Artenzahl, Äquität und Störung.

SUMMARY

The "Eilenriede" is a mesophytic, deciduous woodland enclosed by built up areas. It is regarded as exceptionally natural respecting the structure of vegetation and the composition of tree species. Changes in the field layer have been noticed by comparing vegetation lists (relevés) recorded in 1946, and those from 1975-1980. For indication of the "degree of disturbance", above all a "number of dynamics" was used. The "number of dynamics" is accounted from all plant species at a place according to their special "dynamics value", ranging from 1 to 5. It was stated that disturbance has increased considerably in the last three decades. This is indicated by the decline of true woodland species, and the increase of those species which associate mainly the vegetation of instable environmental conditions. Relations between number of species, eveness, and disturbance are discussed.

VORBEMERKUNG

In den letzten Jahren ist eine große Zahl von Arbeiten erschienen, welche die anthropogene Beeinträchtigung von Waldbeständen in Ballungsgebieten zum Thema haben. Vier Faktorenkomplexe sind es vor allem, denen Beachtung geschenkt wird: Grundwasserabsenkungen (z.B. SUKOPP 1981), gas- und staubförmige Immissionen (z.B. TRAUTMANN, KRAUSE & WOLFF-STRAUB 1970), Ablagerungen von Abfallstoffen (z.B. FISCHER 1975) und Erholungsbetrieb (z.B. FALINSKI 1976).

Grundsätzlich kann die Betrachtung unter zwei verschiedenen Gesichtspunkten erfolgen:

a) Die B e l a s t u n g bzw. S t ö r u n g selbst ist es, die interessiert. Gefragt wird nach deren Art und Ausmaß sowie nach den Faktoren, die sie verursachen.

b) Die Organismen und ihre Vergesellschaftungen werden unter dem Aspekt ihrer Eignung als I n d i k a t o r e n für Störungen untersucht. Dabei kann es sowohl um Änderungen einzelner Individuen, Populationen oder Arten als auch um Änderungen der Artenzusammensetzung der Bio(Phyto-)zönosen gehen. Auch hier kann die Fragestellung auf die Art (welche Veränderungen im Ökosystem weisen auf welche Faktoren hin) als auch auf das Ausmaß (Indikation der sich aus dem Zusammenwirken aller Faktoren ergebenden Gesamtbelastung) der Störung bezogen sein.

Der vorliegende Text soll zum einen das Ausmaß der Veränderungen, die in den Jahrzehnten seit dem 2. Weltkrieg stattgefunden haben, am Beispiel eines Waldes zeigen, der hinsichtlich seiner Baumartenzusammensetzung und seiner räumlichen Struktur außergewöhnlich naturnah ist. Zum anderen geht es um die Brauchbarkeit von Änderungen der Artenzusammensetzung als Indikatoren für die Gesamtbelastung. Aussagen hinsichtlich der Wirkung auf bestimmte Arten bzw. der Aussagekraft von Änderungen im Auftreten bestimmter Arten im Hinblick auf bestimmte Faktoren sind nicht das Ziel dieser Untersuchungen. Ergebnisse dieser Art werden lediglich ergänzend erwähnt.

---

[1]) Herrn Dr. W. LOHMEYER und Herrn Prof. Dr. H. SUKOPP danke ich für wertvolle Anregungen und Diskussionen.

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

DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET

Die Eilenriede, ein fast geschlossenes Waldgebiet von rund 650 ha, liegt bei 52-56 m ü. NN in der Leine-Wietze-Niederung. Der Untergrund besteht größtenteils aus fluviatilen, sandigen Ablagerungen der Weichseleiszeit. Stellenweise werden diese Talsande von Dünensanden überlagert. Im Südost-Teil kam es auch zu Ablagerungen von Kalkmudden, Niedermoortorfen und Tonen (HEINEMANN 1971). Die Böden sind Gleye, Gley-Podsole, Podsol-Gleye und Podsol-Braunerden. Die pH-Werte des Oberbodens liegen, außer bei den Anmoorgleyen auf Kalkmudde, im stark sauren bis sehr stark sauren Bereich (3.0 - 4.5). Die Tatsache, daß bereits auf Böden mit einem pH-Wert von 3.5 artenreiche Buchenmischwälder stocken, wird durch die Wirkung des infolge seines Kontaktes mit tieferliegenden, mergeligen Schichten kalk- und nährstoffreichen Grundwassers erklärt (pH-Werte um 7). Die Pflanzengesellschaften sind umso anspruchsvoller, je stärker das Grundwasser - direkt oder auf dem Umweg über die Streu von Tiefwurzlern - auf den Oberboden einwirkt. Die jahreszeitlichen Grundwasserstandsschwankungen sind beträchtlich, teilweise betragen sie mehr als 2 m. Künstliche Grundwasserentnahmen haben zu einer Senkung der Grundwasseroberfläche geführt, doch blieb diese gering im Vergleich zur Amplitude des mittleren jährlichen Grundwasserspiegelganges (SCHERLER & TIEDEMANN 1971).

Klimatisch nimmt das Gebiet eine Übergangsstellung zwischen den ozeanischen Küstengebieten Niedersachsens und der bereits binnenländisch geprägten Braunschweiger Gegend ein. Zur Charakterisierung seien einige Daten angeführt: Jahresmittel der Niederschläge 1856-1935: 615 mm, 1953-1970: 645 mm; mittleres Januar-Minimum: -10.8 °C, mittleres Juli-Maximum: 29.7 °C; Jahresmittel der relativen Luftfeuchtigkeit: 81% (LOHMEYER 1951, HEINEMANN 1971).

Die Vegetation wird gebildet von Pfeifengras-Eichen-Birkenwäldern auf armen Sanden, Buchenmischwäldern auf zunehmend nährstoffreicheren Böden, schließlich, auf feuchten und nassen Böden, deren hoher Grundwasserstand das Gedeihen der Buche verhindert, Eichen-Hainbuchenwäldern. Die Waldgesellschaften wurden erstmals von LOHMEYER (1950, 1951) pflanzensoziologisch bearbeitet.

ELLENBERG (1978) bezeichnet die Bestände der Eilenriede als die am wenigsten von Menschen beeinflußten Eichen-Hainbuchenwälder im Tiefland westlich der Oder. Der größte Teil der nördlichen Eilenriede sowie ein Teil der südlichen war bereits um 1300 Waldgebiet. Seit 1371 befindet er sich im Eigentum der Stadt Hannover. Er wurde vornehmlich zur Gewinnung von Bauholz plenterwaldartig genutzt. Das hatte zur Folge, daß Beweidung und Streunutzung nie ein ähnlich starkes Ausmaß annahmen wie in den Bauernwäldern, und daß auch andere nachhaltige Eingriffe, z.B. Niederwaldnutzung, kaum Bedeutung erlangten. Nadelholzanbau spielte und spielt nur im Bereich der Eichen-Birkenwälder eine größere Rolle. Deren Böden zeigen noch Spuren früherer Verheidung, was nach LOHMEYERs (1951) Auffassung auf Beweidung zurückzuführen ist. Sie sind daher wohl als am stärksten anthropogen beeinflußt zu betrachten. Die Laubwaldbestände auf besseren Böden insbesondere des Nordteils haben ihren Grundcharakter seit dem Mittelalter im Wesentlichen bewahrt (LOHMEYER 1951, ELLENBERG 1971, 1978, PLATH 1971, STOLZENWALD 1971, auf der Grundlage von Karten von SIEDENTOPF). Zwischen 1400 und 1829 wurden nach und nach Flächen besonders im Südteil aufgeforstet (PLATH 1971). Die zuletzt, nämlich Anfang des 19. Jahrhunderts aufgeforsteten Bestände unterscheiden sich, wie LOHMEYER (1951) bemerkte und im Folgenden noch näher dargelegt wird, floristisch erheblich von den älteren.

Heute ist die Eilenriede ringsum von bebautem Gebiet umgeben. Im Nordwesten grenzt sie an geschlossen bebaute Bereiche. Ihre Funktion ist vorwiegend die eines Erholungswaldes. Dies hatte bereits gegen Ende des letzten Jahrhunderts gärtnerische "Verschönerungen" vor allem in der "vorderen" Eilenriede zur Folge. Die damals eingebrachten fremdländischen Arten konnten sich allerdings meist nicht durchsetzen, so daß der Waldcharakter des Gebietes inzwischen weitgehend wiederhergestellt ist. HAEUPLER & WÖLDECKE (1971) nennen jedoch eine ganze Reihe von Arten, die im Gefolge der Parkbewirtschaftung in der Eilenriede eingebürgert sind (*Allium paradoxum*, *Eranthis hiemalis* u.a.) (LOHMEYER 1951, STOLZENWALD 1971). Seit dem letzten Krieg haben allerdings wohl schwerwiegendere Eingriffe stattgefunden als in den Jahrhunderten davor. Insbesondere ist der Bau des "Messeschnellweges" zu nennen. Auch die Bombenschäden und deren Beseitigung, die Anlage von Liegewiesen und der insgesamt angewachsene Erholungsbetrieb veränderten die Vegetation erheblich.

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

METHODEN

Es wurden Vegetationsaufnahmen aus dem Jahre 1946 (von ELLENBERG und LOHMEYER, Archiv der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Bad Godesberg) mit solchen aus den Jahren 1975-1980 (eigene Aufnahmen) verglichen.

Von den Aufnahmen aus der unmittelbaren Nachkriegszeit ist ein großer Teil in den Sammeltabellen von LOHMEYER (1951) enthalten. Es existiert außerdem eine größere Zahl noch älterer unveröffentlicher Aufnahmen von verschiedenen Autoren. Sie erwiesen sich aber als mit den Aufnahmen von LOHMEYER und ELLENBERG nicht vergleichbar, da sie meist erheblich größere Flächen umfassen und weniger homogen sind. Aus der Artenzusammensetzung geht hervor, daß sie oft auch Verlichtungen enthalten.

Bei den Neuaufnahmen 1975-1980 wurde hinsichtlich Flächengröße, Bestandesalter, Abstand von Bestandesrändern sowie Jahreszeit auf Vergleichbarkeit mit den Aufnahmen von 1946 geachtet. Allerdings war es nur in wenigen Fällen möglich, Aufnahmen an mit Sicherheit gleicher Stelle zu wiederholen. Meist war die Fläche nicht genau zu lokalisieren, oder der Bestand war durch waldbauliche o.a. Maßnahmen so stark verändert, daß ein Vergleich nicht sinnvoll erschien. Es wurde aber versucht, die neuen Aufnahmeflächen in unmittelbare Nähe der alten zu legen, was bei den im allgemeinen großflächig homogenen Beständen meist auch gelang. Die Zahl der den hier mitgeteilten Ergebnissen zugrundeliegenden Aufnahmen betrug 126, davon 69 aus dem Jahre 1946 und 57 aus den Jahren 1975-1980.

Der Beschreibung der Methoden, die bei der Auswertung verwandt wurden, sollen einige allgemeine Bemerkungen zum Problem der B e l a s t u n g bzw. S t ö r u n g vorausgeschickt werden.

Die Begriffe Belastung und Störung werden in letzter Zeit innerhalb der Ökologie sehr häufig und durchaus nicht immer in gleicher Bedeutung gebraucht. Auf den verschiedenen Integrationebenen, denen der untersuchte Gegenstand angehört (Physiologie - Autökologie, Synökologie, Landschaftsökologie) scheinen offenbar unterschiedliche Konzepte sinnvoll zu sein (vgl. KREEB 1979, ELLENBERG 1972, STÖCKER 1974, SEIBERT 1978, LUDER 1980, u.a.).

U.a. sind zwei sehr verschiedene Ausgangspunkte möglich. Sie unterscheiden sich dadurch, was sie als Ausgangssituation, als unbelasteten bzw. ungestörten Zustand definieren. Wird ein bestimmtes, nicht natürliches Ökosystem (bzw. Pflanzengesellschaft, z.B. eine "intakte" Wiesengesellschaft) zugrundegelegt, dann muß auch das Aufhören menschlichen Einflusses (etwas Unterlassung der Mahd) als Belastung für eben dieses Ökosystem angesehen werden. Eine solche Definition gibt SEIBERT (1978).

Bei der Auffassung, die der vorliegenden Arbeit zugrundeliegt, ist der "Nullpunkt" demgegenüber nicht durch eine gegebene Gesellschaft, sondern durch den Zustand minimaler Umweltdynamik definiert. Unter der Bedingung geringer natürlicher Umweltdynamik, wie sie im Untersuchungsgebiet gegeben ist, ist dies gleichbedeutend mit "anthropogen unbeeinflußtem Zustand". Ein Ökosystem ist demnach umso stärker gestört, je unbeständiger die Umweltbedingungen sind - sei dies nun natürlich oder anthropogen verursacht[1)]

Zwischen der D e f i n i t i o n , wonach die Störung durch die Gesamtheit aller Wirkungen der Umweltdynamik im Ökosystem gegeben ist, und der B e s t i m m u n g des Zustandes durch Schlüsselmerkmale (Indikatoren) muß klar unterschieden werden. Als Indikator kann im Prinzip jedes Merkmal dienen, das sich bei Zunahme/Abnahme der Störung verändert. Keiner der Indikatoren allein kann den Störungszustand ("Belastungsgrad", "Dynamikgrad" ...) vollständig wiedergeben. Dieser ist durch den Gesamtzustand des Ökosystems gegeben, welcher wegen seiner Komplexität nicht vollständig erfaßbar, aber durch mit ihm korrelierte Indikatoren näherungsweise beschreibbar ist. Je größer die Zahl der Schlüsselmerkmale und je vielfältiger die Aspekte, auf die sie sich beziehen, desto besser stimmt die damit erreichte Widerspiegelung mit dem tatsächlichen (dem "eigentlich gemeinten") Sachverhalt überein.

[1)] Die Definition der Störung bei GRIME (1979), der "disturbance" als durch äußere Faktoren verursacht versteht, welche die Biomasse der Pflanzen durch Zerstörung reduzieren, während "stress" auf die Photosynthese reduzierenden Faktoren beruht, geht nicht vom Ökosystem, sondern von der einzelnen Art aus. Der Ansatz führt in der Konsequenz bisweilen zu erheblich abweichenden Resultaten. In der in vorliegender Arbeit vertretenen Auffassung müßte der Unterschied zwischen Streß und Störung demgegenüber darin gesehen werden, daß Streß auf permanenter Ungunst der Umweltverhältnisse, Störung hingegen auf Wechsel von günstigen und ungünstigen Bedingungen beruht.

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

Als Störungsindikatoren eignen sich u.a. Lebensformengruppen (z.B. Therophyten-Anteil), soziologisch-ökologische Artengruppen und historische Artengruppen (vgl. z.B. KUNICK 1974, FISCHER 1975, SUKOPP 1972).

Der offensichtliche Nachteil dieser Methoden ist, daß häufig der größte Teil der Arten unberücksichtigt bleiben muß, obwohl a l l e Arten sich mit Sicherheit dem Faktor Umweltdynamik gegenüber nicht gleichgültig verhalten. Da das für die einzelnen Arten tragbare oder auch notwendige Maß an Umweltdynamik unterschiedlich ist, müssen sie sich grundsätzlich in einer Reihe von "eurydynamisch" bis "stenodynamisch" anordnen lassen (WESTHOFF 1976). Ordnet man die Pflanzengesellschaften nach dem Grad der in ihnen herrschenden Umweltdynamik, so läßt sich für jede Art entsprechend ihrer schwerpunktmäßigen Verteilung auf diese Gesellschaften eine "Dynamikzahl" angeben. Das entspricht dem Vorgehen bei der Ermittlung der ELLENBERGschen Zeigerwerte" (ELLENBERG 1974).

Im vorliegenden Fall wurden die Gesellschaften und daraufhin die Arten fünf Dynamik-Stufen zugeteilt. Die Vorgehensweise ist bei TREPL (1980) näher beschrieben. Durch Ermittlung der "durchschnittlichen Dynamikzahl" für jede Vegetationsaufnahme (ohne Berücksichtigung der Artmächtigkeit) wurde versucht, den "Störungszustand" der Bestände zu quantifizieren. Berücksichtigt wurde allein die Krautschicht. Daneben wurden als weitere Indikatoren der Therophyten-Anteil und der Anteil der "eigentlichen" Waldpflanzen benutzt. Auf den Gebrauch historischer Artengruppen (Neophyten, Hemerochore...) wurde verzichtet, da für das Gebiet von Hannover das Indigenat bzw. die Einwanderungszeit vieler Arten nicht genügend geklärt erschien. Weiter wurden mit Hilfe der ELLENBERGschen Zeigerwerte die R- und N-Zahlen errechnet. Eine qualitative Auswertung wird möglich, wenn man die Veränderungen der Artengarnitur nach soziologisch-ökologischen Artengruppen oder nach einzelnen Arten aufschlüsselt.

Es wurden nur solche Vegetationseinheiten verglichen, bei denen eine ausreichend erscheinende Zahl von Vegetationsaufnahmen vorhanden war. Sie sollen kurz durch Angabe der wichtigsten Kenn- und Trennarten sowie einiger steter Begleiter charakterisiert werden. Obwohl sich die synsystematischen Auffassungen seither gewandelt haben, werden der besseren Vergleichbarkeit wegen die Bezeichnungen von LOHMEYER (1951) beibehalten. Beim *Querco-Carpinetum asperuletosum* und *festucetosum* handelt es sich um das *Asperulo-Fagetum* bzw. um Übergänge zwischen Braunmull-Buchenwäldern im Sinne von ELLENBERG (1978) und säureertragenden Moder-Buchenwäldern. Die zur Auswertung herangezogenen Bestände sind ausschließlich Buchen- und Buchenmischwälder, welche in der Eilenriede großflächig verbreitet sind.

Tab. 1: Übersicht über die untersuchten Waldgesellschaften

Querco-Carpinetum festucetosum	*Festuca sylvatica, Convallaria majalis*
(1) *Majanthemum*-Variante	*Majanthemum bifolium, Frangula alnus, Dryopteris carthusiana*
(2) typische Variante	-
(3) *Asperula*-Variante	*Asperula odorata, Melica uniflora*
Querco-Carpinetum asperuletosum	*Asperula odorata, Melica uniflora, Anemone hepatica, Ranunculus ficaria, Arum maculatum, Pulmonaria officinalis, Euonymus europaea, Carex sylvatica*
(4) typische Variante	-
(5) *Corydalis*-Variante	*Corydalis cava, Anemone ranunculoides, Allium ursinum, Fraxinus excelsior*

Häufige Arten in allen Gesellschaften sind *Poa nemoralis, Milium effusum, Polygonatum multiflorum, Anemone nemorosa, Oxalis acetosella,* in den "besseren" *Stellaria holostea, Lamium galeobdolon, Viola sylvatica.* In der Baumschicht dominiert meist *Fagus sylvatica,* oft auch *Quercus robur. Acer platanoides* und *A. pseudoplatanus* sowie *Carpinus betulus* und *Sorbus aucuparia* sind stet. Die Strauchschicht wird vor allem durch Baumjungwuchs und *Rubus*-Arten geprägt.

ERGEBNISSE

In Abb. 1 sind die durchschnittlichen Dynamikzahlen der Aufnahmen von 1946 und 1975-1980, nach den einzelnen Gesellschaften getrennt, einander gegenüber gestellt. Die Vegetationseinheiten (1) - (5) (s. Tab. 1) sind so angeordnet, daß sie eine ökologische Reihe (näherstoffarm - nährstoffreich) bilden

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

Mit Ausnahme der reichsten Gesellschaft, des Lerchensporn-Buchenmischwaldes (5), ist eine deutliche Erhöhung der Dynamikzahlen in den neueren Aufnahmen zu erkennen. Noch deutlicher ist - wiederum mit Ausnahme der reichsten Gesellschaft - die Zunahme des Anteils der Therophyten (Abb. 2). Im Schattenblumen-Buchenwald (1) erhöht sich der Anteil um mehr als 100%. Ein entsprechendes Ergebnis liefert die Betrachtung des prozentualen Anteils der "eigentlichen" Waldpflanzen (Abb. 3). Hier ist allerdings anzumerken, daß es sich dabei im Prinzip um ein der Dynamikzahl-Methode gleiches, lediglich etwas weniger feines Verfahren handelt. In beiden Fällen geht es im Grunde um eine quantitative Behandlung des soziologisch-ökologischen Artengruppen-Spektrums.

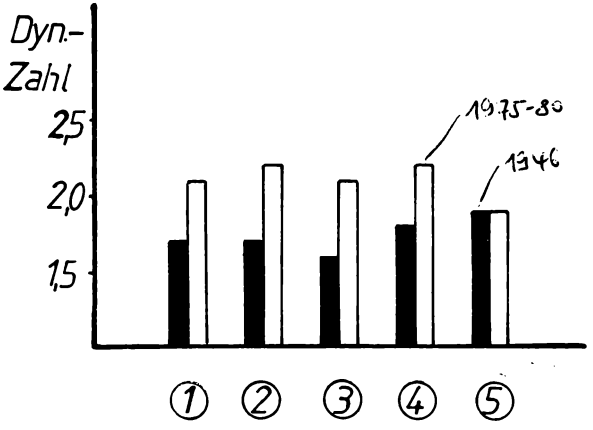

Abb. 1: Änderungen der durchschnittlichen Dynamikzahlen
schwarz: 1946; weiß: 1975-1980.
(1) *Querco-Carpinetum festucetosum*, *Majanthemum*-Variante
(2) typische Variante
(3) *Asperula*-Variante
(4) " " *asperuletosum*, typische Variante
(5) *Corydalis*-Variante.

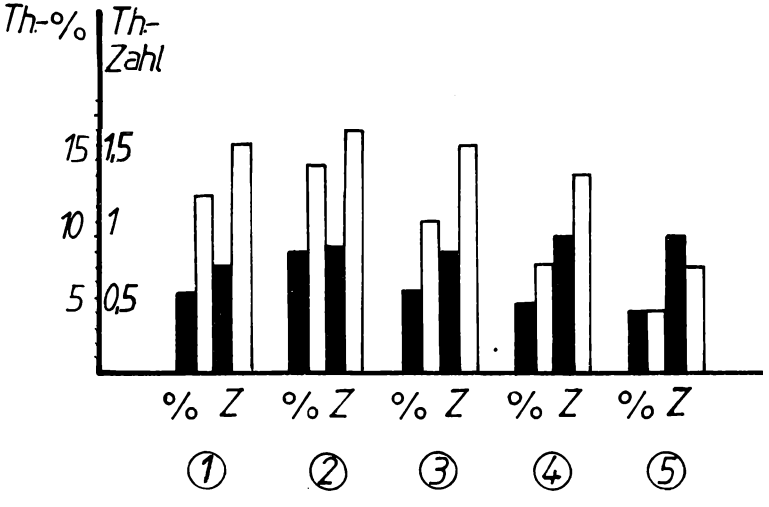

Abb. 2: Änderung der Therophytenanteile.
%: durchschnittlicher Anteil der Therophyten an der Artenzahl der Krautschicht in Prozent.
Z: durchschnittliche Zahl der Therophyten pro Aufnahme
(weitere Signaturen s. Abb. 1).

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

Die Artenzahlen der Krautschicht (Abb. 4) schwanken sehr stark; die geringen Unterschiede dürfen also nicht überbewertet werden. Auffällig ist allerdings der Rückgang der Artenzahlen im Lerchensporn-Buchenmischwald (5). Die Zeigerwerte für Stickstoff (N) und Bodenreaktion (R, Abb. 5) unterscheiden sich nur wenig, doch fällt auf, daß sie in den neueren Aufnahmen durchweg etwas höher liegen. Sie wurden ohne Berücksichtigung der Deckungswerte errechnet. Parallele Berechnungen, bei denen diese berücksichtigt wurden, ergaben nur unwesentliche Abweichungen.

In Abb. 6 werden Aufnahmen aus Beständen, die 1817-1829 aufgeforstet wurden, mit Aufnahmen von Flächen verglichen, die meist schon vor 1371 mit Wald bestanden waren, mindestens aber seit 1600 bewaldet sind und die der gleichen Gesellschaft, dem *Querco-Carpinetum festucetosum*, typische Variante, ange-

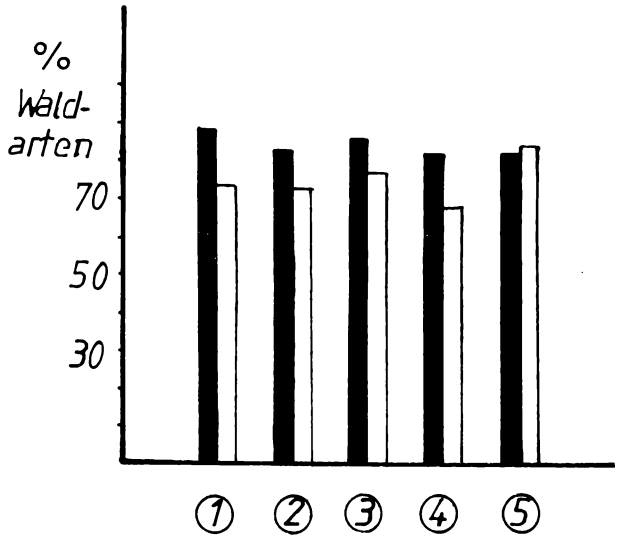

Abb. 3: Änderung der Anteile "eigentlicher" Waldpflanzen an der Artenzahl der Krautschicht in %.
(Weitere Signaturen s. Abb. 1).

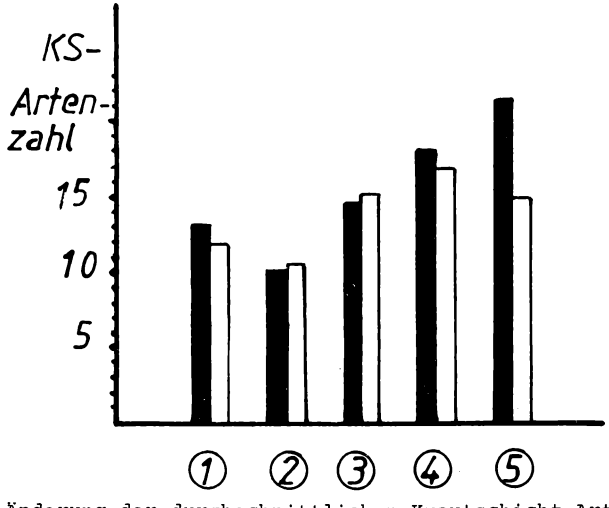

Abb. 4: Änderung der durchschnittlichen Krautschicht-Artenzahlen
(Signaturen s. Abb. 1).

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

hören. Die Aufnahmen stammen alle aus den Jahren 1975-1980. Die floristische Armut der später aufgeforsteten Flächen, auf die schon LOHMEYER (1951) hinwies, ist deutlich zu erkennen. Die Artenzahlen der Krautschicht sind, verglichen mit denen der alten Waldflächen, weniger als halb so hoch; sie liegen bei nur rd. 4.5 pro Aufnahme. Groß sind die Unterschiede hinsichtlich der Dynamikzahlen und des Prozentsatzes der Waldarten. Auf die Darstellung der Therophyten-Anteile wurde verzichtet; in allen Aufnahmen von jüngeren Waldflächen ist als i.d.R. einziger Therophyt *Impatiens parviflora* vertreten. Die N- und R-Werte unterscheiden sich kaum.

Folgende Arten, die in der Krautschicht der alten Waldflächen *(Querco-Carpinetum festucetosum*, typ. Variante) häufig sind, fehlen den neueren Beständen weitgehend oder vollständig: *Convallaria majalis, Lamium galeobdolon, Poa*

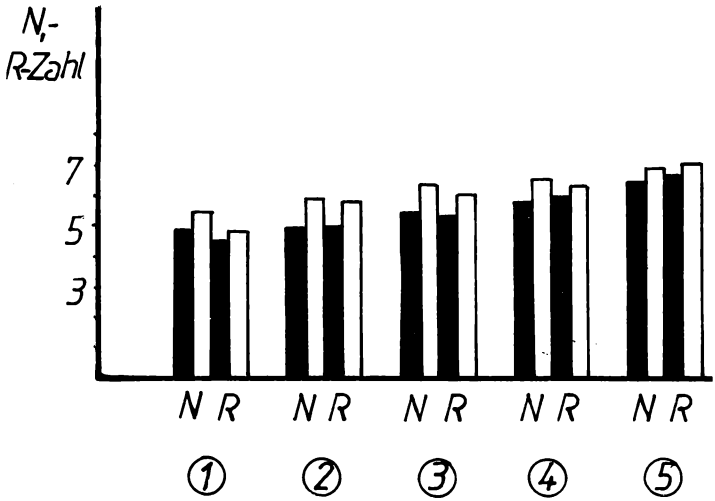

Abb. 5: Änderung der R- und N-Zahlen nach ELLENBERG (1974) (Signaturen s. Abb. 1).

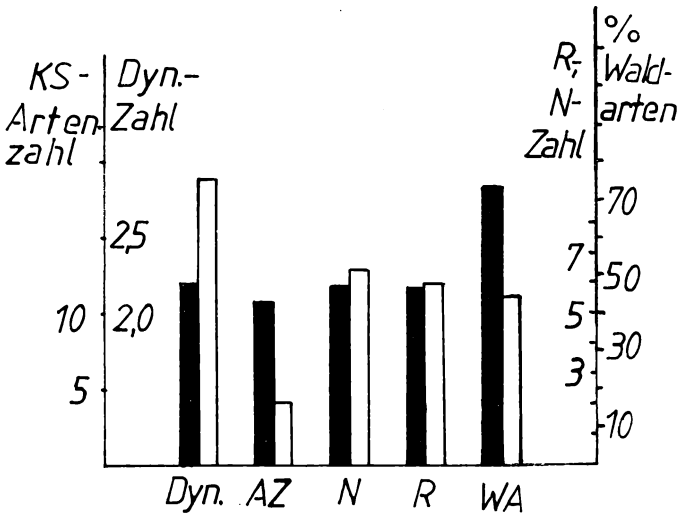

Abb. 6: Vergleich alter (schwarz) und später aufgeforsteter (weiß) Waldflächen hinsichtlich Dynamik-Zahl, Krautschicht-Artenzahl, R-, N-Werten und % "eigentlicher" Waldpflanzen. (Erläuterungen s. Text).

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

nemoralis, Carpinus betulus, Quercus rubra. Deutlich geringere Stetigkeit zeigen: *Festuca sylvatica, Moehringia trinervia, Milium effusum, Galeopsis tetrahit, Quercus robur, Sambucus nigra*. Weiter ist die Zahl von Arten geringer Stetigkeit auf den alten Waldflächen erheblich größer als auf den neueren. Etwa gleich häufig sind in alten und neueren Beständen: *Impatiens parviflora, Urtica dioica, Acer pseudoplatanus, Rubus fruticosus* agg. und *Sambucus nigra*. Keine Art ist in den neueren Beständen stärker vertreten als in den alten.

Die Veränderungen hinsichtlich der Stetigkeit der einzelnen Arten zwischen 1946 und 1975-1980 zeigt Tab. 2. Es werden nur die Arten angeführt, bei denen deutliche Unterschiede zwischen den alten und den neueren Aufnahmen festzustellen waren. Änderungen der Deckungswerte wurden nicht berücksichtigt. Die Angaben beziehen sich allein auf die Krautschicht.

Tab. 2: Veränderungen der Stetigkeit einzelner Arten

		durchschnittl. Dynamikzahl
Starke Zunahme 1975-1980 gegenüber 1946	*Acer pseudoplatanus, Impatiens parviflora*	3.5
Zunahme	*Acer platanoides, Circaea lutetiana, Dryopteris carthusiana, Geum urbanum, Quercus robur, Sambucus racemosa, S. nigra, Urtica dioica*	2.8
Abnahme	*Carex remota, C. sylvatica, Festuca gigantea, Galium aparine, Melica uniflora, Stellaria holostea*	2.3
Starke Abnahme	*Hedera helix, Milium effusum, Oxalis acetosella, Poa nemoralis, Polygonatum multiflorum*	1.2

Die Wiederholung von 7 Aufnahmen an genau der gleichen Stelle brachte folgendes Ergebnis:

Tab. 3: Veränderungen der Stetigkeit einzelner Arten

		durchschnittl. Dynamikzahl
Starke Zunahme 1975-1980 gegenüber 1946	*Geranium robertianum, Impatiens parviflora, Urtica dioica, Rubus* spec., *Sambucus racemosa, S. nigra*	3.5
Zunahme	*Galium aparine, Moehringia trinervia, Rubus idaeus, Poa nemoralis, Circaea lutetiana, Galeopsis tetrahit, Quercus robur*	2.7
Abnahme	*Acer platanoides*	(3.0)
Starke Abnahme	*Majanthemum bifolium, Polygonatum multiflorum, Stellaria holostea*	1.3

Bei drei Arten *(Galium aparine, Acer platanoides, Poa nemoralis)* stimmen die in Tab. 2 und 3 dargestellten Ergebnisse nicht überein. Andere Arten *(Geranium robertianum, Moehringia trinervia, Galeopsis tetrahit)* waren im gesamten Aufnahmematerial mit so geringer Stetigkeit vertreten oder zeigten so geringe Veränderungen, daß es nicht gerechtfertigt erschien, sie in Tab. 2 aufzunehmen.

In Abb. 7 ist die Artenzahl der Krautschicht gegen die Dynamikzahl aufgetragen. Es zeigte sich, daß die höchsten Artenzahlen nicht etwa, wie man vielleicht vermuten könnte (vgl. die Diskussion über die "Diversitäts-Stabilitäts-Hypothese", z.B. HAMPICKE 1977, HAEUPLER 1980, TREPL 1981), mit den niedrigsten Dynamikzahlen zusammenfallen, sondern im Bereich mittlerer Dynamikzahlen liegen. Sehr geringe Artenzahlen kommen nur in Verbindung mit hohen Dynamikzahlen vor.

Abb. 8 zeigt, daß im Schattenblumen-Buchenwald (1) die Artenzahl mit der Dynamikzahl ansteigt. Ein völlig anderes Bild ergibt sich für den typischen Waldschwingel-Buchenwald (2) (Abb. 9). Die Werte reichen hier weiter in den Bereich hoher Dynamikzahlen. Mit steigender Dynamikzahl geht die Artenzahl zurück. Die artenärmsten Aufnahmen mit hoher Dynamikzahl stammen von den erst Anfang des 19. Jahrhunderts aufgeforsteten Flächen.

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

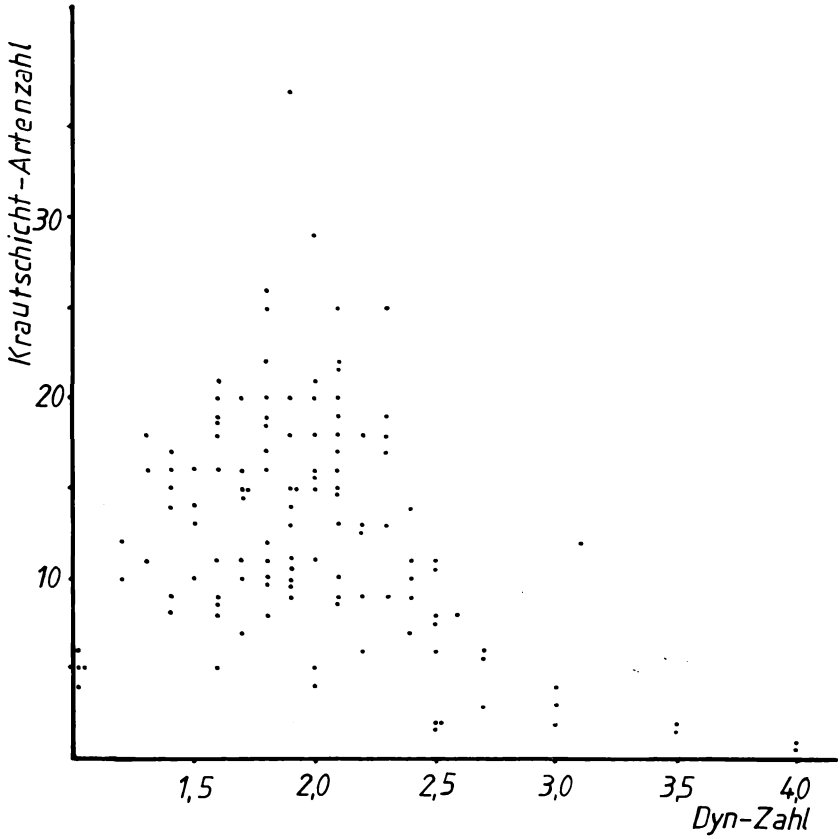

Abb. 7: Beziehungen zwischen Artenzahl und durchschnittlicher Dynamikzahl im *Querco-Carpinetum festucetosum* und *asperuletosum*. Jeder Punkt entspricht einer Vegetationsaufnahme.

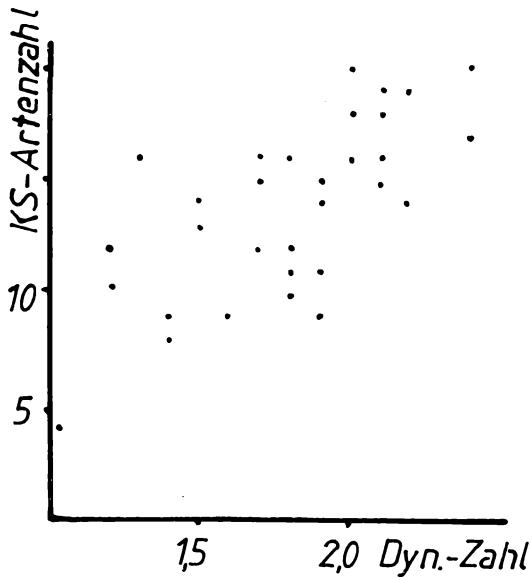

Abb. 8: Beziehungen zwischen Artenzahl und durchschnittlicher Dynamikzahl im *Querco-Carpinetum festucetosum, Majanthemum*-Variante.

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

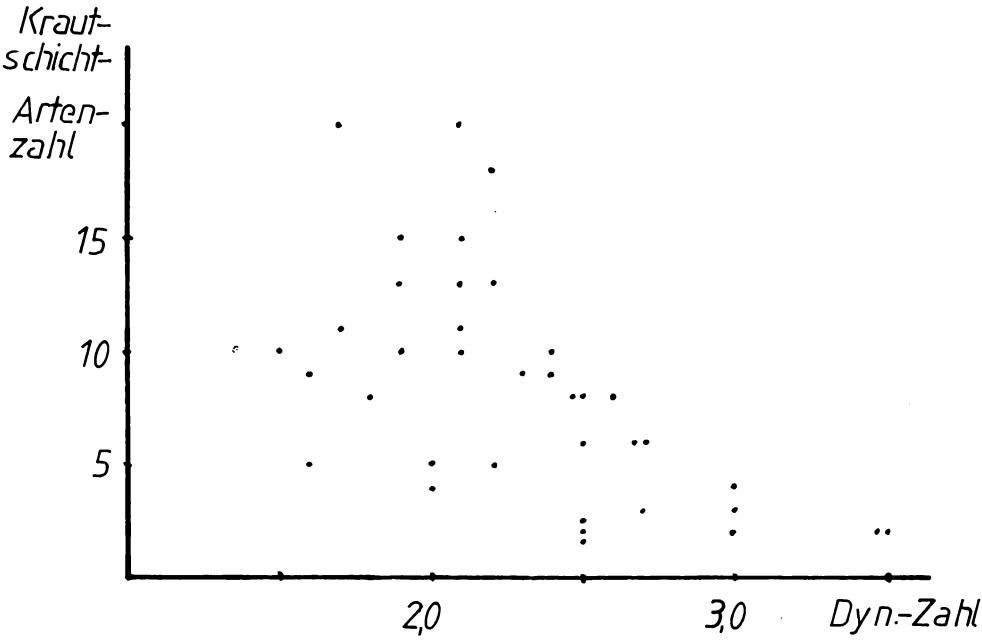

Abb. 9: Beziehungen zwischen Artenzahl und durchschnittlicher Dynamikzahl im *Querco-Carpinetum festucetosum*, typische Variante.

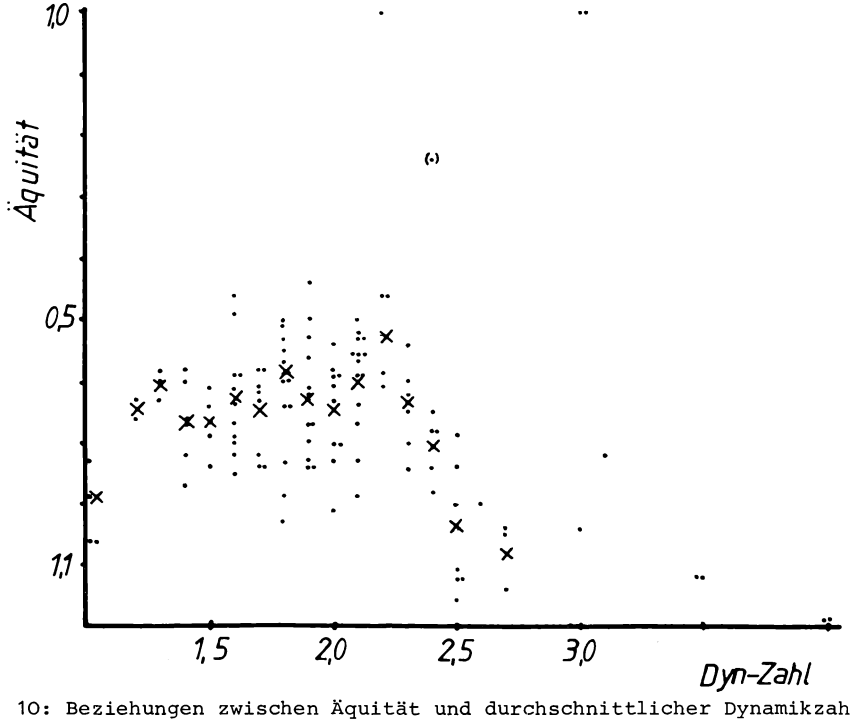

Abb. 10: Beziehungen zwischen Äquität und durchschnittlicher Dynamikzahl. Die Kreuze bezeichnen Durchschnittswerte der Äquität; weitere Erläuterungen s. Abb. 7 und Text.

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

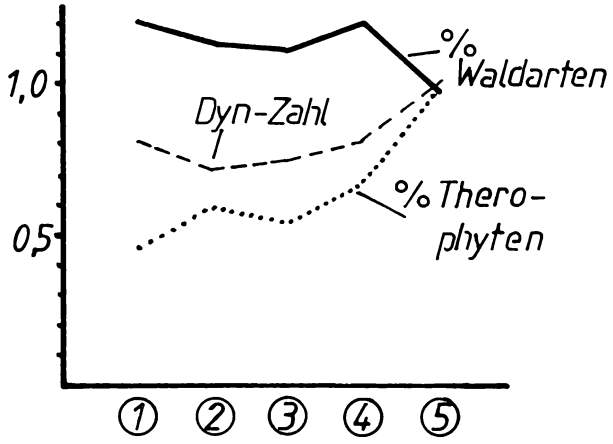

Abb. 11: Verhältnis der Werte der "Störungsindikatoren" von 1946 und 1975-1980 in den nach zunehmender Standortsgunst angeordneten Waldgesellschaften (s. Tab. 1).

Die Äquität ("eveness"), ein Maß für die Gleichmäßigkeit der Artenverteilung (zur Berechnung s. NAGEL 1976) steigt zunächst mit zunehmenden Dynamikwerten leicht an und sinkt dann, etwa ab Dynamikzahl 2.3, stark ab (Abb. 10).

DISKUSSION

Vorweg sei ausdrücklich darauf hingewiesen, daß mit den angewandten Methoden keine Beziehungen zwischen Artenzahlen, Störung, Stickstoffversorgung usw. n a c h g e w i e s e n werden können, denn es wurde ausschließlich mit Indikatoren (Zeigerpflanzen, Artengruppen) gearbeitet und nicht direkt gemessen. Die Aussagen z.B. über das Verhältnis von Artenzahlen und Umweltdynamik sind I n t e r p r e t a t i o n e n . Nachgewiesen wurden lediglich Beziehungen zwischen Artenzahlen und der schwerpunktmäßigen Verteilung der Arten auf Gesellschaften unterschiedlicher Umweltdynamik.

Die Befunde lassen sich so interpretieren, daß in den letzten drei Jahrzehnten das Ausmaß der Störung erheblich zugenommen hat. Arten, deren Verbreitungsschwerpunkt in Gesellschaften liegt, die unter unbeständigeren Umweltverhältnissen leben, wie nitrophile Saum-, Gebüsch- und Ruderalgesellschaften, konnten sich ausbreiten, während die auf ausgeglichene Bedingungen angewiesenen "echten" Waldpflanzen zurückgedrängt wurden.

Differenziertere Aussagen als "Zunahme der Umweltdynamik" sind nicht ohne weiteres möglich. Als Einzelfaktor läßt sich lediglich die zunehmende Eutrophierung mit einiger Sicherheit angeben (Abb. 5). Der Schluß vom Ansteigen des Therophyten-Anteils auf eine Zunahme offener Flächen, welche Einjährigen günstige Bedingungen bieten, ist zwar naheliegend, doch nicht zwingend. Den Hauptanteil am Anstieg der Therophyten-Prozente hat *Impatiens parviflora*, welche auf Verbesserungen der Nährstoffverhältnisse und auch auf stärkere Belichtung mit erheblicher Steigerung der Samenproduktion reagiert. Der entscheidende Konkurrenzvorteil muß also nicht in die Keimphase - wo offene Flächen vor allem von Bedeutung wären - fallen. Die noch nicht abgeschlossene Ausbreitung dieses Neophyten als Ursache für das stärkere Hervortreten in den neueren Aufnahmen - also historische, nicht standortsökologische Gründe - kann ausgeschlossen werden, da die Art bereits seit 1897 in der Eilenriede nachgewiesen ist (BRANDES 1897) und, wie aus älterem Aufnahmematerial zu ersehen, bereits vor den Untersuchungen LOHMEYERs in allen Waldteilen vorkam.

Die Zunahme der Eichenkeimlinge und -jungpflanzen hat wahrscheinlich überwiegend witterungsbedingte Gründe (Mastjahr 1977!). Am stärkeren Hervortreten des Ahorn-Jungwuchses hat hingegen die anthropogene Störung sicher größeren Anteil. Als Arten der relativ wenig stabilen Hangschuttwälder finden *Acer platanoides* und *A. pseudoplatanus* selbst in den geschlossen bebauten Gebieten der Großstädte gute Entwicklungsmöglichkeiten (vgl. KUNICK 1974).

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

Unter der Voraussetzung, daß der Erhöhung der durchschnittlichen Dynamikzahlen der Aufnahmen auch tatsächlich eine gesteigerte Unbeständigkeit der Umweltbedingungen entspricht, ergibt sich, daß im Bereich geringer Störung die Artenzahlen mit der Umweltdynamik zunehmen. Das kann dadurch erklärt werden, daß durch die Störungseinflüsse die empfindlichen Waldpflanzen geschwächt werden, so daß Nicht-Waldpflanzen bzw. Arten von Saum- und Verlichtungsgesellschaften eindringen können, ohne daß dem bereits ein entsprechender (qualitativer) Rückgang der ursprünglichen Arten entspräche (vgl. MIKYSKA 1964, 1972). Erst bei noch stärkerer Störung verschwinden Arten, so daß die Gesamtartenzahl sinkt. Eine entsprechende Auswertung von mehr als 1000 Laubwaldaufnahmen aus Norddeutschland und Böhmen ergab im Wesentlichen das gleiche Bild. Ein Anstieg der Artenzahl mit der Umweltdynamik, wie er im Schattenblumen-Buchenwald der Eilenriede festzustellen war, wurde auch in vielen anderen Buchen- und Eichenmischwäldern mittlerer Nährstoff- und Wasserversorgung gefunden. Ebenso konnte ein Rückgang der Artenzahlen bei Erhöhung der Umweltdynamik in solchen Wäldern bestätigt werden, deren Umweltbedingungen insgesamt unbeständiger sind, besonders bei Auenwäldern im Überschwemmungsbereich (TREPL 1980). In der Eilenriede dürfte es sich im entsprechenden Fall allerdings nur zum geringeren Teil um aktuelle Störungen handeln, vielmehr vor allem um das Ergebnis einer nicht abgeschlossenen Entwicklung auf diesen noch relativ jungen Waldflächen.

Die in Abb. 10 dargestellte Beziehung zwischen Äquität und Dynamikzahl kann so gedeutet werden, daß die Arten in einem mittleren Dynamikbereich am gleichmäßigsten verteilt sind. HAEUPLER (1980) berichtet über Sukzessionsversuche, bei denen ein Ansteigen der "eveness" bei Störungen sowie ein Absinken im Verlaufe der Sukzession beobachtet wurde. Da "eveness" in der ursprünglichen Definition ein Entropiemaß ist, hohe "eveness" demnach auch hohe "Unordnung" bedeutet, konnte dieses Ergebnis erwartet werden. Auch eigene Auswertungen von Aufnahmen aus weniger stark gestörten Wäldern entsprechend Abb. 10 (n.p.) erweckten den Eindruck einer einfachen positiven Beziehung zwischen Äquität und Störung. Wie Abb. 10 zeigt, kann die Beziehung allerdings auch weniger einfach sein. Eine Interpretation erlaubt die von GRIME (1979) betonte Rolle des "Aufbrechens" der Dominanzverhältnisse (Vorherrschen einer oder einiger unter den gegebenen Bedingungen besonders konkurrenzkräftiger Arten; in unserem Falle käme u.a. *Anemone nemorosa* in Frage) durch die Störeinflüsse. Dadurch wird die Möglichkeit von Koexistenz verbessert, die Zahl der Arten kann zunehmen. Die Äquität steigt gegenüber dem durch das Vorherrschen einer oder einiger Arten, d.h. durch ungleichmäßige Verteilung, gekennzeichneten ungestörten Zustand an. Der bei weiter zunehmender Störung einsetzende Rückgang der Artenzahl ist aber oft mit der Ausbreitung einiger herdenbildender Arten verbunden (in unserem Falle besonders *Impatiens parviflora)*, so daß die Äquität wieder sinkt.

In Abb. 11 ist für die drei benutzten Indikatoren (Waldarten-%, Therophyten-%, Dynamikzahl) das Verhältnis zwischen den Werten von 1946 und 1975-1980 dargestellt. Es zeigt sich, wenn auch nicht immer deutlich, daß die Veränderungen mit zunehmender Standortsgunst geringer werden. Das bestätigt Ergebnisse anderer Autoren, z.B. von FISCHER (1975), wonach Wälder mit steigender Eutrophie und Feuchtigkeit gegenüber der "Ruderalisation" der Standorte durch Müllablagerung unempfindlicher werden. Zugleich verweist dieser Befund auf eine notwendige Relativierung und Präzisierung der oben getroffenen Aussagen über die Beziehungen zwischen den Indikatoren und den durch sie angezeigten Umweltverhältnissen: In den Dynamikzahlen kommt nicht direkt die Umweltdynamik, sondern deren W i r k u n g im Ökosystem zum Ausdruck. Entsprechendes gilt natürlich auch für die anderen Zeigerwerte. Vergleiche sollten daher nur innerhalb genügend eng gefaßter Einheiten vorgenommen werden. Zusammenfassungen doch recht unterschiedlicher Gesellschaften wie in Abb. 7 und 10 sind problematisch, wenn auch in diesem Falle ein solches Vorgehen gerechtfertigt erschien.

Auch die Ergebnisse des Vergleichs alter und junger Waldflächen bestätigen die Ergebnisse anderer Autoren. So dauert es nach HERMY & STIEPERAERE (1981) mindestens 200 Jahre, bis für alte Waldflächen typische Arten in jüngeren Aufforstungen Populationen aufgebaut haben. Nach PETERKEN (1974) erfordert die vollständige Wiederherstellung von "old woodland" in Britannien mindestens 800 Jahre.

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

SCHRIFTEN

BRANDES, W. (1897): Flora der Provinz Hannover. - Hannover-Leipzig.

ELLENBERG, H. (1971): Die natürlichen Waldgesellschaften der Eilenriede in ökologischer Sicht. - Beih. Ber. Naturhist. Ges. Hannover 7: 121-127. Hannover.

(1972): Belastung und Belastbarkeit von Ökosystemen. - Vortragsmskr. GfÖ, Gießen.

(1974): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. - Scripta geobot. 9. Göttingen.

(1978): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. - Stuttgart.

FALINSKI, J.B. (1976): Die Reaktion der Waldbodenvegetation auf Trittwirkung im Lichte experimenteller Forschungen. - Phytocoenologia 2(3/4): 451-465. Berlin, Stuttgart, Lehre.

FISCHER, W. (1975): Vegetationskundliche Aspekte der Ruderalisation von Waldstandorten im Berliner Gebiet. - Arch. Naturschutz Landschaftsforsch. 15(1).

GRIME, J.P. (1979): Plant strategies and vegetation processes. - Chichester, New York, Brisbane, Toronto.

HAEUPLER, H. (1980): Das Informationsmaß nach Shannon als Indikator für Bestandesänderungen in der Phytozönologie. - Kongreß- und Tagungsreihe der MLU Halle - Bioindikation.

, WÖLDECKE, K. (1971): Die Gefäßpflanzenflora der Eilenriede und ihre pflanzengeographische Stellung in Niedersachsen. - Beih. Ber. Naturhist. Ges. Hannover 7: 129-138. Hannover.

HAMPICKE, U. (1977): Landwirtschaft und Umwelt. - Diss. TU Berlin.

HEINEMANN, B. (1971): Die Böden der nördlichen Eilenriede. - Beih. Ber. Naturhist. Ges. Hannover 7: 91-109. Hannover.

HERMY, M., STIEPERAERE, H. (1981): An indirect gradient analysis of the ecological relationships between ancient and recent riverine woodlands to the south of Bruges (Flanders, Belgium). - Vegetatio 44.

KREEB, K.H. (1979): Ökologie und menschliche Umwelt. - Stuttgart.

KUNICK, W. (1974): Veränderungen von Flora und Vegetation einer Großstadt, dargestellt am Beispiel von Berlin (West). - Diss. TU Berlin.

LOHMEYER, W. (1950): Die Pflanzengesellschaften der Eilenriede bei Hannover (Erläuterungen zur Vegetationskarte). - 99.-101. Jber. Naturhist. Ges. Hannover: 77-145. Hannover.

(1951): Die Pflanzengesellschaften der Eilenriede bei Hannover. - Angew. Pflanzensoz. 3, Stolzenau.

LUDER, P. (1980): Das ökologische Ausgleichspotential der Landschaft. - Physiogeographica 2.

MIKYSKA, R. (1964): Über die fazielle Entwicklung des Unterwuchses in wirtschaftlich beeinflußten Wäldern. - Preslia 36.

(1972): Die Wälder der böhmischen mittleren Sudeten und ihrer Vorberge. - Rozpravy Cescoslovenske Akad. Ved, Rada Matematickych A Prirodnich Vd 82(3).

NAGEL, P. (1976): Die Darstellung der Diversität von Biozönosen. - Schr. Reihe Vegetationskde. 10: 381-391. Bonn-Bad Godesberg.

PETERKEN, G.F. (1974): A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. - Biological conservation 6(4).

PLATH, H. (1971): Entstehung der südlichen Eilenriede. - Beih. Ber. Naturhist. Ges. Hannover 7: 237-240. Hannover.

SCHERLER, P.Ch., TIEDEMANN, O. (1971): Das Grundwasser in der Eilenriede und deren Umgebung. - Beih. Ber. Naturhist. Ges. Hannover 7: 111-119. Hannover.

SEIBERT, P. (1978): Vegetation. In: BUCHWALD/ENGELHARDT: Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt 2: Die Belastung der Umwelt. - München, Bern, Wien.

STÖCKER, G. (1974): Zur Stabilität und Belastbarkeit von Ökosystemen. - Arch. Naturschutz Landschaftsforsch. 14(4).

SUKOPP, H. (1972): Wandel von Flora und Vegetation unter dem Einfluß des Menschen. - Berichte über Landwirtschaft 50(1): 112-139. Hamburg, Berlin.

(1981): Grundwasserabsenkungen. - Ursachen und Auswirkungen auf Natur und Landschaft, Berlin. - AMK Berlin - Wasser '81.

TRAUTMANN, W., KRAUSE, A., WOLFF-STRAUB, R. (1970): Veränderungen der Bodenvegetation in Kiefernforsten als Folge industrieller Luftverunreinigungen im Raum Mannheim-Ludwigshafen. - Schr. Reihe Vegetationskde. 5: 193-207. Bonn-Bad Godesberg.

TREPL, L. (1980): Zum Gebrauch von Pflanzenarten als Indikatoren der Umweltdynamik. - Mskr. Inst. f. Ökologie TU Berlin.

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

(1981): Ökologie und "ökologische" Weltanschauung. - Natur u. Landschaft 56(3).

WESTHOFF, V. (1976): Die Verarmung der niederländischen Gefäßpflanzenflora in den letzten 50 Jahren und ihre teilweise Erhaltung in Naturreservaten. - Schr. Reihe Vegetationskde. 10: 63-73. Bonn-Bad Godesberg.

Anschrift des Verfassers

Ludwig Trepl
Institut für Ökologie der TU
Schmidt-Ott-Str. 1

D-1000 Berlin 41

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Jahr/Year: 1982

Band/Volume: NS_2

Autor(en)/Author(s): Trepl Ludwig

Artikel/Article: Zur anthropogenen Beeinträchtigung stadtnaher Wälder Das Beispiel der Eilenriede bei Hannover 195-208