

Zeitschrift:	Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen = Swiss forestry journal = Journal forestier suisse
Herausgeber:	Schweizerischer Forstverein
Band:	139 (1988)
Heft:	4
Artikel:	Eutrophierung : Veränderung der Waldvegetation : Folgen für den Reh-Wildverbiss und dessen Rückwirkungen auf die Vegetation
Autor:	Ellenberg, Hermann
DOI:	https://doi.org/10.5169/seals-766703

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 06.02.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen

Journal forestier suisse

139. Jahrgang

April 1988

Nummer 4

Eutrophierung — Veränderungen der Waldvegetation — Folgen für den Reh-Wildverbiss und dessen Rückwirkungen auf die Vegetation

Von *Hermann Ellenberg*¹

(Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft,
Fachgebiet Wild- und Jagdökologie, D-2050 Hamburg 80)

Oxf.: 182.25: 181.42

1. Einführung und Entwicklung der Fragestellung

Bei der Beschäftigung mit Roten Listen und Fragen nach den möglichen übergeordneten Ursachen des fortschreitenden Artenschwundes in Mitteleuropa wurde 1983 der wesentliche Einfluss nährstoffwirksamer Immissionen für die Veränderung der Gefässpflanzenflora erkannt (Ellenberg 1983). Diese Einsicht wurde in späteren Arbeiten ausgebaut. Wenn sich die Pflanzendecke verändert, hat dies Folgen für Tierwelt, Landschaftsökologie, Nutzungsmöglichkeiten und damit auch für Menschen. Stoffeinträge aus der Luft in Ökosysteme setzen auch den erfolgversprechenden Strategien des Naturschutzes enge Grenzen (Ellenberg 1985, 1986, 1987, Kaule und Ellenberg 1986).

Die in den genannten Arbeiten skizzierten Trends und ihre Hintergründe wurden von Artenlisten und Gefährdungsgraden für relativ grosse Räume als «Schreibtischergebnisse» abgeleitet. Es galt nun, die Befunde in regional enger abgegrenzten Gebieten zu überprüfen und möglichst auch Veränderungen auf konkreten Probeflächen im Laufe der Zeit zu belegen. In Zusammenarbeit mit Kaule wurde die Regionalisierung am Beispiel des Saarlandes eingeleitet. Nino Kuhn wurde bereits im Frühsommer 1983 angeregt, alte vegetationskundliche Aufnahmen in der Nordschweiz neu zu überprüfen. Beide Ansätze sind inzwischen publiziert (Kaule und Ellenberg 1986; Kuhn, Amiet, Hufschmid 1987).

Parallel dazu wurden beide Ansätze in einer Diplomarbeit am Beispiel Schleswig-Holsteins verfolgt (Hering 1987). Prof. Dierssen, Kiel, stellte vollständige Artenlisten der Gefässpflanzen für Schleswig-Holstein in Manuscriptform zur Verfügung. Die Rote Liste für Schleswig-Holstein war bereits publiziert (Landesamt 1982). Die aus diesem Ansatz abgeleiteten Ergebnisse zur Eu-

¹ Unter Verwendung der Daten von H. Hering und H. Roepke 1985.

trophierung sind noch deutlicher als von Ellenberg 1985 (*Abbildungen 6 und 8*) für die Bundesrepublik Deutschland beschrieben, vor allem weil in Schleswig-Holstein die vielen Arten der Steinfluren und alpinen Rasen mit ihren trotz niedriger Stickstoff-Zeigerwerte geringen Gefährdungsgraden fehlen. So wird die Diskrepanz in der Verteilung der gefährdeten gegenüber den nicht für gefährdet gehaltenen Arten über den Gradienten der Stickstoffzeigerwerte verstärkt. Es gibt sehr wenige nicht für gefährdet gehaltene Gefäßpflanzenarten mit geringen Stickstoff-Zeigerwerten in Schleswig-Holstein, während sich etwa 75 Prozent der Rote-Liste-Arten im Bereich der N-Zeigerwerte von 1 bis 4 (Ellenberg sen. 1979) drängen. Da Schleswig-Holstein als am stärksten ausgeprägtes Agrarland der Bundesrepublik gilt, ist dieser Befund naheliegend. Ein unbekannter Anteil des aktiven N-Eintrags durch Düngung (mehr als 200 kg N pro Hektar und Jahr) wird durch Wind und Witterung seitlich verdriftet. Blume *et al.* (1985) haben die feuchte NO_x-Deposition in Schleswig-Holstein messend zu erfassen gesucht. Sie betrug gröszenordnungsmässig 20 kg N/ha/a. Die trockene Deposition ist schwieriger und weniger sicher zu erfassen. Sie erhöht den Eintrag erfahrungsgemäss (B. Ulrich, persönliche Mitteilung) um weitere 50 bis 150% der feuchten. Ammoniak- und Ammonium-Einträge können, gerade in Gebieten mit intensiver Vieh-Wirtschaft, die Stickstoffbelastung weiter erhöhen. Auf Geesthügeln südlich von Cuxhaven wurden in der Kronentraufe von Fichten mehr als 70 kg N/ha/a Stickstoffeintrag aus der Luft gemessen (Büttner und Lamersdorf 1985). In den Niederlanden liegen die luftbürtigen N-Einträge grossflächig oberhalb von 100 kg N/ha/a (Asman und Diederend 1987). Man übertreibt kaum, wenn man den heutigen passiven Stickstoffeintrag aus der Luft mengenmässig mit dem einer aktiven landwirtschaftlichen Volldüngung in den dreissiger Jahren unseres Jahrhunderts vergleicht.

Lange zurückliegende, verlässliche, vegetationskundliche Aufnahmen im Wald² in gröserer Zahl wurden in Schleswig-Holstein meines Wissens nur von H. Roepke, Kiel-Altenholz, durchgeführt, und zwar überwiegend im östlichen Teil des Landesteils Schleswig in den Jahren 1958 und 1959. Roepke gehörte Ende der 50er und Anfang der 60er Jahre zum engeren Kreis um den Geobotaniker Prof. Dr. E. Raabe, Kiel, zu dem ich zu Beginn meines Studiums engere Kontakte knüpfte. Roepkes vegetationskundliche Arbeiten wurden nie publiziert. Er erklärte sich jedoch spontan bereit, uns seine alten Aufnahmen im Manuscript zu überlassen und zusammen mit Hering im Frühjahr und Sommer 1985 seine Aufnahmeflächen, deren Lage auf Messtischblättern eingetragen und zusätzlich schriftlich beschrieben worden war, wieder aufzusuchen und erneut vegetationskundlich aufzunehmen (Methode Braun-Blanquet, Dekkungsgrade geschätzt in Prozenten der Fläche). Für dieses Entgegenkommen sei Roepke besonders gedankt.

² Nur für Waldflächen ist mit grosser Wahrscheinlichkeit anzunehmen, dass zwischenzeitlich keine aktive Stickstoffdüngung erfolgte.

Zahlreiche Aufnahmeflächen waren durch Bestandsumwandlungen, starke Durchforstung, Wegebau, Einzäunung, Entwässerung oder andere Massnahmen zwischenzeitlich stark beeinflusst. Sie wurden deshalb nicht in den Vergleich aufgenommen. Ebenso erfolgte keine Aufnahme von Beständen, die 1958 weniger als 30 Jahre alt waren. Von über 200 überprüften Flächen konnten daher nur 33 Aufnahmeflächen für den hier ausgewerteten Vergleich herangezogen werden. Dreizehn Aufnahmen stammen aus eichenreichen Wäldern, überwiegend sandiger Standorte, zehn Aufnahmen entfallen auf typische Buchenwald-Standorte des lehmigen Jungdiluviums. Weitere neun Flächen liegen in nassen Niederungen und grundwassernahen Bereichen mit Erlen oder Eschen (Hering 1987).

Eine vegetationskundliche Bearbeitung war nicht das Ziel der Untersuchung. Es ging vielmehr um den Beleg floristischer Veränderungen an Beispielen für konkrete Flächen. Um den möglichen Einfluss von Zufälligkeiten geringzuhalten, wurden alle 33 Aufnahmen zusammengefasst. Auswertungskriterien waren Frequenz (F; entspricht Stetigkeit) und Deckungsgrad (D) der einzelnen Arten. Der maximal mögliche F-Wert pro Art beträgt wegen der Anzahl der Probeflächen 33. Die Deckungsgrade wurden pro Art über alle Probeflächen kumuliert. Dabei wurden die Werte «+» und «r» für in Einzel'exemplaren oder kümmerlich auftretende Arten mit $D = 0,5$ definiert. Die Summen der F- bzw. D-Werte für alle Pflanzenarten gleicher Zeigerwertklassen wurden für alle auswertbaren Zeigerwert-Gradienten (Licht, Temperatur, Kontinentalität, Feuchte, Säuregrad und Nährstoffversorgung — vergleiche Ellenberg sen. 1979) bestimmt. Diese zeigerwertbezogenen Summen waren Grundlage des Vergleichs zwischen den Aufnahme-Zeitpunkten 1958 und 1985. — In der vorliegenden Arbeit wird nur auf den N-Zeigerwert-Gradienten eingegangen³, aus Platzgründen und weil sich von hier aus auch die Veränderungen in den meisten übrigen Zeigerwert-Gradienten verstehen lassen. Auf dieser Grundlage war der Trend zu allgemein stickstoffreicheren Standorten, wie erwartet, auch für konkrete Flächen im zeitlichen Vergleich belegbar. — Soweit die Ergebnisse von Hering (1987), der für seine Auszählungen Frühjahrsgeophyten wegen des systematisch unterschiedlichen Erfassungsgrades 1958 bzw. 1985 nicht berücksichtigte. Auch Baum-Jungwuchs wurde von Hering mit dem Hinweis auf den starken Einfluss von Mast-Jahren (namentlich bei der Buchenverjüngung in 1985 auffällig) und die möglicherweise beschränkte Gültigkeit von Zeigerwerten für Jungbäume nicht berücksichtigt. Die Sammelart *Rubus fruticosus* agg. wurde 1958 bei den Aufnahmen nicht differenziert und deshalb von Hering sicherheitshalber ebenfalls nicht in den Vergleich aufgenommen. — Die im fol-

³ N = 1: stickstoffärmste Standorte anzeigen, N3: stickstoffarme, N5: mäßig stickstoffreiche, N7: an stickstoffreichen Standorten häufiger, N8: Stickstoffzeiger, N9: Zeiger für übermäßig stickstoffreiche bis verschmutzte Standorte; N2, 4, 6: Zwischenstufen.

genden vorgelegten Darstellungen beruhen auf einer unabhängigen Auswertung der vollständigen Rohtabelle von Hering bzw. Roepke, wie sie im Anhang der Diplomarbeit (Hering 1987) verfügbar ist. Dabei wird die Betrachtung auf die Krautschicht beschränkt. Die Buche wird gesondert behandelt, die Frühjahrsgeophyten werden für die Auswertung nicht berücksichtigt.

Abbildung 1 belegt die Verteilung der kumulativen Frequenzen (F) über den Gradienten der N-Zeigerwerte. Der erkennbare Eutrophierungstrend wird bei geänderter Darstellungsweise deutlicher (Abbildung 2). Überraschenderweise gilt er nicht in gleicher Weise für die Betrachtung der Deckungsgrade (D) (Abbildung 3), obwohl besser ernährte Pflanzen normalerweise mit weniger Licht auskommen könnten (vergleiche Ellenberg sen. 1982). Insbesondere nehmen die kumulativen Deckungsgrade für Arten mit höheren N-Zeigerwerten von 1958 auf 1985 sogar überproportional ab, wenn man wenige Arten⁴ unberücksichtigt lässt, die im betrachteten Zeitraum – entgegen dem allgemeinen Trend für die vielen übrigen Arten gleicher Zeigerwertklasse – erheblich zugenommen haben. Diese Arten werden vom Rehwild (*Capreolus capreolus*) nur selten verbissen. Für Rehwild entwickelte der Autor im Laufe der Jahre (Ellenberg 1971 bis 1986) eine gewisse Sensibilität. So schien es unvermeidlich, dass er über die angedeutete Diskrepanz stolperte.

Sollte Wildverbiss – über die angesprochenen «Ausnahmen» hinaus – an der Veränderung der Pflanzendecke im Laufe der Jahre wesentlich mitbeteiligt sein? Dass Eutrophierung und Waldschäden über Auflichtungen im Kronendach und Absterbeerscheinungen im Wurzelraum für die Krautschicht in Wäldern mehr Licht, Wasser und Nährstoffe verfügbar machen und damit auch den

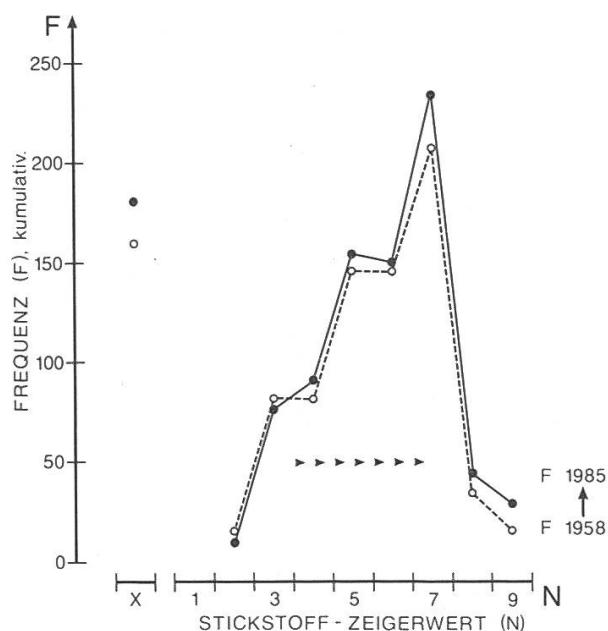


Abbildung 1. Kumulative Frequenz über alle Arten gleicher Zeigerwertklasse in beiden Aufnahmeyahren 1958 und 1985. – Ein Trend zu heute nährstoffreicherem Verhältnissen zeichnet sich ab.

⁴ *Urtica dioica*, *Athyrium filix-femina*, *Impatiens noli-tangere*.

Pflanzenfressern der Krautschicht zumindest vorübergehend günstigere Lebensbedingungen verschaffen können, wurde kürzlich darzustellen versucht (Ellenberg 1986).

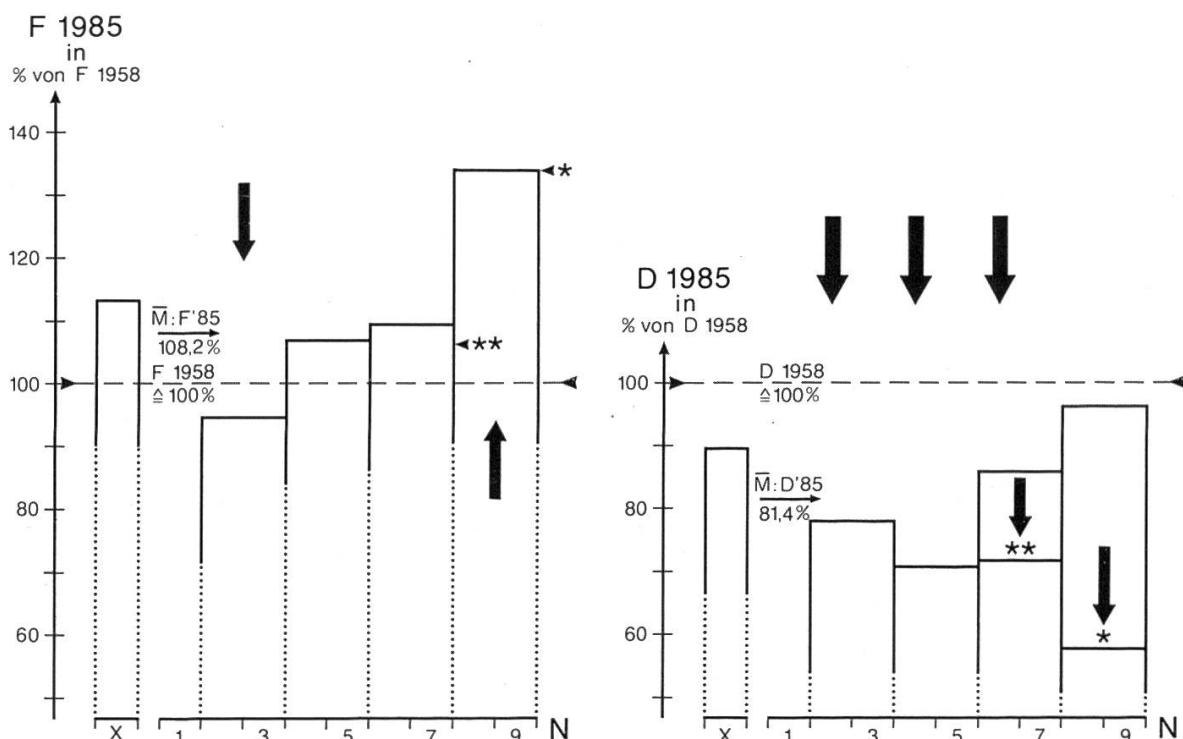


Abbildung 2. Beim Bezug relativ zur Ausgangslage (kumulative Frequenz 1958 = 100%) wird der Eutrophierungstrend deutlicher erkennbar (links).

Abbildung 3. Kumulative Deckungsgrade für Arten gleicher Stickstoff (N)-Zeigerwertklassen. Insgesamt ergeben sich 1985 geringere Deckungsgrade als 1958. Die Verteilung dieses Trends über den Zeigerwert-Gradienten ist uneinheitlich. Ohne Berücksichtigung von *Urtica dioeca* (*) bzw. *Athyrium filix-femina* und *Impatiens noli-tangere* (**) ergibt sich überraschenderweise ein gegenläufiger Trend im Vergleich zu Abbildung 2.

2. Beliebtheitsgrade von Pflanzenarten als Rehwild-Äsung

Erfahrenen Forst- und Jagdpraktikern ist seit langem bekannt, dass unterschiedliche Pflanzenarten vom Wild nicht in gleicher Intensität beäst werden. Stufungen der «Beliebtheit» von Gehölzarten als Wildäsung sind mehrfach vorgenommen worden (zum Beispiel Ueckermann 1971). Sehr umfangreiche Untersuchungen über die Zusammensetzung der Äsung des Rehwilds sind – mit unterschiedlichen Methoden – zum Beispiel von Esser (1958) für die Schwäbische Alb, von Klötzli (1965) für das nördliche Schweizer Mittelland, von Siuda *et al.* (1969) für Gebiete in Polen und neuerdings von Jauch (1987) für verschiedene Forstämter in Baden-Württemberg durchgeführt worden. Klötzli hat aus seinen in Quantität und Qualität bis heute unübertroffenen vegetationskund-

lichen Vergleichen explizite «Beliebtheitsgrade» für Hunderte von Pflanzenarten abgeleitet. Diese Beliebtheitsgrade stimmen — von wenigen Ausnahmen abgesehen — namentlich bei den häufigeren Arten der Wälder in verschiedenen Gebieten Mitteleuropas weitgehend überein⁵. Klötzli unterscheidet fünf Beliebtheitsgruppen (B):

- B 0 = selten oder nie verbissen
- B 1 = zuweilen schwach verbissen
- B 2 = oft mässig verbissen
- B 3 = periodisch stark oder zu jeder Jahreszeit mässig verbissen
- B 4 = regelmässig stark verbissen

Diese Beliebtheitsgrade wurden den Pflanzenarten aus den 33 Aufnahmeflächen der schleswigschen Wälder zugeordnet⁵. Es wurden insgesamt 155 Gefässpflanzenarten auf den 33 Aufnahmeflächen gefunden, davon 154 mit definierterem Stickstoff-Zeigerwert (Ellenberg sen. 1979). Von letzteren sind 29 Arten mit dem N-Zeigerwert «X» als bezüglich Stickstoff innerhalb breiter Grenzen indifferent einzuordnen. Für 129 Arten finden sich B-Werte für den Beliebtheitsgrad als Rehwildäsung in Klötzlis Tabellen, davon 24 Arten mit dem N-Zeigerwert «X». Insgesamt tragen 104 der Arten gleichzeitig N-Zeigerwerte (ohne «X») und B-Werte. Aus ihnen lässt sich die Beziehung zwischen B- und N-Werten ermitteln (*Abbildung 4, Tabelle 1*). Für die Beliebtheitsgrade 2 bis 4 existiert eine straffe Korrelation zum Stickstoff-Zeigerwert. Zwischen B1 und B2 liegt eine Unstetigkeit. Sie wird hervorgerufen durch Arten in B1 mit relativ hohen N-Zeigerwerten⁶. Fast alle diese Arten zeichnen sich durch Geruchs- oder Inhaltsstoffe oder durch Oberflächenstrukturen aus, die sie für Pflanzenfresser unattraktiv machen. Ähnliches gilt für viele Arten der Beliebtheitsgruppe Null⁷. Umgekehrt gibt es nur wenige Arten mit geringen N-Zeigerwerten in den hohen Beliebtheitsgruppen⁸.

⁵ Nach Erfahrungen in Schleswig-Holstein und Bayern stufe ich *Acer pseudoplatanus*, *Euonymus europaeus* und *Prunus avium* um eine Beliebtheitsstufe höher ein als Klötzli. *Fagus sylvatica*, *Corylus avellana*, *Athyrium filix-femina*, *Lamiastrum galeobdolon*, *Geum rivale* und *Caltha palustris* gruppieren ich dagegen um eine Stufe tiefer. Mit lokalen Abweichungen der Beliebtheitsgrade für bestimmte Pflanzenarten, unter Umständen nur zu bestimmten Zeitpunkten, ist auch weiterhin immer zu rechnen.

⁶ B1 mit N6: *Ajuga*, *Brachypodium*, *Impatiens noli-tangere*

B1 mit N7: *Hedera*, *Lycopus*, *Lysimachia nemorum*, *Mercurialis*, *Oxalis*, *Paris*, *Primula elatior*, *Rumex sanguinea*, *Sanicula*, *Scrophularia*

B1 mit N8: *Eupatorium*, *Galium aparine*, *Torilis japonica*.

⁷ B0 mit N6: *Equisetum*, *Scutellaria*

B0 mit N7: *Listera ovata*, *Moehringia*, *Phalaris*, *Pulmonaria*

B0 mit N8 und N9: *Solanum dulcamara*, *Corydalis cava*, *Urtica dioeca*.

⁸ B3: nur 1 Art mit N ≤ 5 ; N3: *Crataegus monogyna*

B4 mit N3: *Vaccinium myrtillus*; mit N4: *Polygonatum multiflorum*, *Filipendula*; mit N5: *Phyteuma spicatum*, *Euonymus europaeus*.

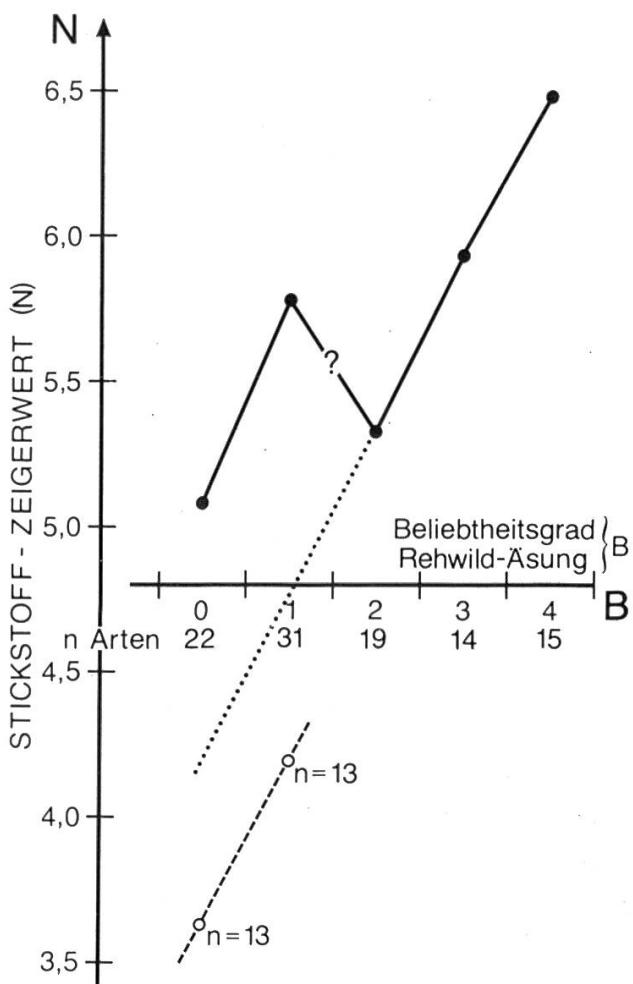


Abbildung 4. Zur Beziehung zwischen dem Stickstoff-Zeigerwert (N) und dem Beliebtheitsgrad als Rehwild-Äsung (B) bei denselben Pflanzenarten (vergleiche Text).

Ohne die durch Inhaltsstoffe, Geruch usw. verbiss-geschützten Arten mit hohen ($N \geq 6$) Stickstoff-Zeigerwerten würde die erwähnte Unstetigkeit wohl kaum bedeutend sein. Es besteht somit ein hinreichend klarer Zusammenhang: Als Rehwildäzung beliebte Pflanzenarten haben hohe, wenig beliebte Arten dagegen niedrige Stickstoffzeigerwerte – oder sie sind gegen Wildverbiss besonders geschützt.

3. Veränderungen der Pflanzendecke als Funktion des Äsungsdruckes

Die Veränderung der Deckungsgrade (D) auf den Aufnahmeflächen von 1958 auf 1985 ist deutlich (vergleiche Abbildung 3). Die Abnahme verstärkt sich mit zunehmendem Beliebtheitsgrad als Rehwildäzung (Abbildung 5), obwohl in gleicher Richtung die Frequenzwerte (F) für dieselben Pflanzenarten gleich-

Tabelle 1. Datengrundlage zu Abbildung 4: Stickstoff-Zeigerwerte (N), Beliebtheitsgrade (B), Vorkommen auf x von 33 Probeflächen 1985 bzw. 1988 (Frequenz: F), Deckungsgrade – in Prozenten der Einzelfläche, summiert über 33 Probeflächen (D), Anzahl der Probeflächen, auf denen die Art im Jahre 1985 nicht wiedergefunden wurde (weg) bzw. neu aufrat (neu).

Art	N	B	F'85	F'58	D'85	D'58	weg	neu	Bemerkung	
									(H = holzig v = nur Frühjahr)	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	7	4	13	10	16	19	1	4		H
<i>Adoxa moschatellina</i>	8	?	5	1	2,5	2	1	5		v
<i>Aegopodium podagraria</i>	8	3	3	1	3	20	2	0		
<i>Agropyron caninum</i>	5	?	1	0	0,5	0	0	1		
<i>Agrostis tenuis</i>	3	0	3	1	2	2	2	0		
<i>Ajuga reptans</i>	6	1	6	8	7	21	4	2		
<i>Alliaria petiolata</i>	9	0?	2	0	1	0	0	2		
<i>Alnus incana</i>	X	1	0	1	0	0,5	1	0		
<i>Anemone nemorosa</i>	X	1	21	16	(21x)	ca. 89	1	6		
<i>Anemone ranunculoides</i>	8	1?	4	3	4	2,5	0	1		
<i>Angelica sylvestris</i>	X	3	5	6	2,5	4	2	1		
<i>Anthriscus sylvestris</i>	8	4?	4	4	2	2,5	2	2		
<i>Arctium nemorosum</i>	9	0?	1	1	0,5	1	0	0		
<i>Athyrium filix-femina</i>	6	1	24	19	116,5	36	1	6		
<i>Avenella flexuosa</i>	3	1?	5	8	60	119	3	0		
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	6	1	14	14	25,5	80,5	3	3		
<i>Bromus ramosus</i>	5	1	1	3	0,5	4,5	2	0		
<i>Calamagrostis canescens</i>	X	0?	2	3	1	2	2	1		
<i>Caltha palustris</i>	X	2	1	0	8	0	0	1		
<i>Campanula latifolia</i>	8	3?	3	2	2	6	0	1		
<i>Campanula trachelium</i>	8	4	0	1	0	3	1	0		0
<i>Cardamine amara</i>	4	0	4	2	2,5	1	0	2		
<i>Carex pilulifera</i>	5	0	2	2	1	1	0	0		
<i>Carex remota</i>	X	1	13	11	30	18,5	1	3		
<i>Carex strigosa</i>	6	2	4	3	12,5	18	0	1		
Weideunkraut?!										

<i>Carex sylvatica</i>	5	3	19	19	60	128,5	3	3
<i>Carpinus betulus</i>	X	4	12	10	7	8,5	2	4
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	4	1	8	6	6,5	9,5	0	2
<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	4	1	3	3	0,5	3,5	0	0
<i>Circaea alpina</i>	5	0	1	0	0,5	0	0	1
<i>Circaea lutetiana</i>	7	2	25	22	45	41	0	3
<i>Cirsium oleratum</i>	5	2	4	5	2	18,5	1	0
<i>Cirsium palustre</i>	3	0	1	3	0,5	1,5	2	0
<i>Convallaria majalis</i>	4	0	3	4	4	14	2	1
<i>Corydalis cava</i>	8	0	0	1	0	(25)	1	0
<i>Corylus avellana</i>	X	2	8	7	3,5	6	4	5
<i>Crataegus monogyna</i>	3	3	13	12	6,5	7,5	3	4
<i>Crataegus oxyacantha</i>	X	3	7	6	3,5	3,5	3	4
<i>Crepis paludosa</i>	X	4	9	13	15,5	21	5	1
<i>Dactylis glomerata</i>	6	2	14	16	17	56,5	3	1
<i>Dentaria bulbifera</i>	6	4?	2	2	5,5	23	0	0
<i>Deschampsia caespitosa</i>	3	2	25	26	209	211,5	1	0
<i>Dryopteris carthusiana</i> (= austriaca)	3	2	11	8	8,5	5	1	4
<i>Dryopteris filix-mas</i>	6	2	10	9	17,5	18,5	2	1
<i>Dryopteris phlegopteris</i>	?	0	1	0	0,5	0	0	1
<i>Epilobium montanum</i>	6	2	2	7	1	4,5	5	0
<i>Epilobium parviflorum</i>	5	3	1	2	0,5	3,5	1	0
<i>Epipactis helleborine</i>	5	3	1	3	0,5	1,5	3	1
<i>Equisetum arvense</i>	3	0	5	4	2,5	2,5	0	1
<i>Equisetum hyemale</i>	6	0	1	0	0,5	0	0	1
<i>Equisetum pratense</i>	2	0	2	3	1	11	1	0
<i>Equisetum sylvaticum</i>	4	0	7	7	5	7	1	1
<i>Euonymus europaea</i>	5	4	10	10	5	8,5	2	2
<i>Eupatorium cannabinum</i>	8	1	0	1	0	3	1	0
<i>Fagus sylvatica</i>	X	2	24	20	56,5	23,5	5	9

Art						Bemerkung		
	N	B	F'85	F'58	D'85	D'58	weg	neu
								(H = holzig v = nur Frühjahr)
<i>Festuca gigantea</i>	6	2	14	16	12	33	6	4
<i>Festuca sylvatica = altissima</i>	6	2?	2	1	1	0,5	0	1
<i>Filipendula ulmaria</i>	4	4	8	7	10,5	23	2	3
<i>Fragaria vesca</i>	6	2	2	4	1	6,5	2	0
<i>Frangula alnus</i>	X	2	6	5	3,5	4	1	2
<i>Fraxinus excelsior</i>								H
<i>Galeopsis tetrahit</i>	7	4	21	20	21	88,5	4	5
<i>Galium aparine</i>	8	1	7	3	12,5	2,5	2	8
<i>Galium odoratum</i>	5	1	23	22	80,5	7,5	0	4
<i>Galium palustre</i>	4	0	2	2	3	161	1	2
<i>Geum rivale</i>	4	2	3	3	11	7,5	0	0
<i>Geum urbanum</i>	7	3	18	16	30	36,5	0	2
<i>Geranium robertianum</i>	7	4	13	12	8,5	31	3	4
<i>Glechoma hederacea</i>	7	1	5	6	5,5	5,0	3	2
<i>Hedera helix</i>	X	2	12	6	6,5	6,5	2	8
<i>Heracleum sphondylium</i>								(H)
<i>Holcus lanatus</i>	8	2	2	2	1	1	1	1
<i>Holcus mollis</i>	4	2?	0	2	0	1	2	0
<i>Hordeum europeus</i>	3	1	1	0	0,5	0	0	1
<i>Ilex aquifolium</i>	6	2?	2	1	3,5	8	0	1
<i>Impatiens noli-tangere</i>	5	1	5	5	7,5	9	1	1
<i>Juncus effusus</i>	6	1	19	9	60,5	7	1	11
<i>Lamiastrum galeobdolon</i>	4	1	4	6	2,5	5	4	2
<i>Lampris communis</i>	5	1	22	22	98,5	87	3	3
<i>Lathyrus vernus</i>	X	0	0	1	0,5	0,5	1	0
<i>Listera ovata</i>	7	0	2	0	1	0	0	2
<i>Lonicera periclymenum</i>	4	1	14	10	9,5	13	0	4
<i>Luzula campestris</i>	4	0	0	1	0	0,5	1	0

<i>Luzula pilosa</i>	4	1	6	7	3	5	4	3
<i>Lycopus europaeus</i>	7	1	1	1	0,5	3	0	0
<i>Lysimachia nemorum</i>	7	1	3	3	1,5	4,5	1	1
<i>Lysimachia vulgaris</i>	X	4	2	3	1	1,5	2	1
<i>Lythrum salicaria</i>	X	4	0	1	0	1	1	0
<i>Maianthemum bifolium</i>	3	0	6	6	24	39	1	1
<i>Melampyrum pratense</i>	3	2	1	1	0,5	1	0	0
<i>Melica uniflora</i>		0?	22	17	81	143	1	6
<i>Mentha aquatica</i>	X	4	1	2	2	11	10	0
<i>Mercurialis perennis</i>	7	1	15	16	274	256	1	0
<i>Milium effusum</i>	5	2	26	22	155	152	2	6
<i>Moehringia trinervia</i>	7	0	2	2	1	1,5	1	1
<i>Molinia caerulea</i>	2	1?	3	4	36	41	1	0
<i>Mycelis muralis</i>	6	3	2	3	2,5	1,5	2	1
<i>Myosotis palustris</i>	5	1?	1	1	0,5	1	0	0
<i>Orchis latifolia</i> (= <i>Dactylorhiza majalis</i>)	(6?)	1?	1	1	0,5	0,5	0	0
<i>Oxalis acetosella</i>	7	1	27	21	127,5	98,5	2	8
<i>Paris quadrifolia</i>	7	1	4	2	2,5	3,5	0	2
<i>Phalaris arundinacea</i>	7	0	1	1	0,5	0,5	1	1
<i>Phyteuma spicatum</i>	5	4	1	0	1	0	0	1
<i>Picea abies</i>	X	2	0	3	0	1,5	3	0
<i>Platanthera bifolia</i>	X	2	0	1	0	0,5	1	0
<i>Platanthera chlorantha</i>	X	2?	4	5	2	3	4	3
<i>Poa nemoralis</i>	3	1	2	4	1	9,5	3	1
<i>Poa trivialis</i>	7	2	10	8	24,5	5	2	4
<i>Polygonatum multiflorum</i>	4	4	20	11	14	15	0	9
<i>Primula elatior</i>	7	1	5	5	8	23	0	0
<i>Prunella vulgaris</i>	X	1	0	1	0	1	1	0
<i>Prunus avium</i>	5	3	1	0	0,5	0	0	1
<i>Prunus padus</i>	6	2	1	3	0,5	3,5	2	0
<i>Prunus spinosa</i>	X	3	1	0	0,5	0	0	1
<i>Pteridium aquilinum</i>	3	0	3	4	1,5	2,5	2	1

Weideunkraut?

H

v

H
H
H

Art	Bemerkung					
	N	B	F'85	F'58	D'85	D'58
						neu
<i>Pulmonaria obscura</i>	7	0	5	6	3	47
<i>Quercus robur</i>	X	4	22	11	11	8
<i>Ranunculus arvense</i>	X	?	0	1	0	2
<i>Ranunculus auricomus</i>	7	2	10	4	5	4
<i>Ranunculus ficaria</i>	7	3	5	6	2,5	23
<i>Ranunculus lanuginosus</i>	8	4	4	5	9,5	21
<i>Ranunculus repens</i>	X	3	7	5	10	5
<i>Ribes grossularia</i>	6	2?	1	0	0,5	0
<i>Ribes rubrum-spicatum</i>	7	2?	3	2	2	1
<i>Rubus caesius</i>	9	4	3	1	1,5	1
<i>Rubus fruticosus</i>	X	4	14	10	20	18
<i>Rubus idaeus</i>	8	4	15	11	8,5	11,5
<i>Rubus saxatilis</i>	4	3?	7	8	4,5	9,5
<i>Rumex sanguineus</i>	7	1	2	6	1	3,5
<i>Sambucus nigra</i>	9	4	2	1	1	0,5
<i>Sanicula europaea</i>	7	1	11	12	17,5	45
<i>Scrophularia nodosa</i>	7	1	5	7	2,5	4
<i>Scutellaria galericulata</i>	6	0	1	1	2	0,5
<i>Silene dioica</i>	8	2?	2	3	1	2
<i>Solanum dulcamara</i>	8	0	0	1	0	3
<i>Sorbus aucuparia</i>	X	3	9	8	4,5	11,5
<i>Stachys sylvatica</i>	7	3	16	15	21,5	60,5
<i>Stellaria holostea</i>	5	2?	31	23	28	57,5
<i>Stellaria nemorum</i>	7	1	9	5	16	10
<i>Taraxacum officinale</i>	7	1	1	1	0,5	1
<i>Thelypteris limbosperma</i>	5	1	1	0	0,5	0
<i>Tilia cordata</i>	5	3	0	1	0	3
<i>Torilis japonica</i>	8	1	0	1	0	0,5

<i>Trientalis europaea</i>	2	2?	5	4	10	15,5	0	1	H
<i>Ulmus campestris</i>	X	3	1	1	0,5	0,5	0	0	H
<i>Ulmus montana</i> (= <i>glabra</i>)	7	3	8	8	6	14	2	2	H
<i>Urtica dioica</i>	9	0	21	14	117	85	0	7	Weideunkraut?
<i>Vaccinium myrtillus</i>	3	4	4	4	28	36,5	0	0	(H)
<i>Valeriana dioica</i>	2(?)	2	1	1	0,5	0,5	0	0	
<i>Valeriana sambucifolia</i>	7	2?	1	1	3	2	0	0	
<i>Veronica chamaedrys</i>	X	1	5	5	3	7	0	0	
<i>Veronica montana</i>	6	1	5	7	4,5	5	3	1	
<i>Viburnum opulus</i>	6	4	6	7	3	4	5	4	
<i>Vicia sepium</i>	5	2	3	4	2	10,5	2	1	
<i>Viola reichenbachiana</i>	6	1	17	16	10,5	29,5	2	3	

Definition: «+» und «x» in den Geländeaufnahme-Listen gewertet als D = 0,5%

N Stickstoff-Zeigerwerte nach Ellenberg sen. 1979

B Beliebtheitsklassen Rehwild-Äsung nach F. Klötzli, 1965; Qualität und Quantität der Rehäusung in Wald- und Grünlandgesellschaften des nördlichen Schweizer Mittellandes.

Veröff. Geobotan. Inst. Rübel-ETH, Zürich, Heft 38. – Verlag Hans Huber, Bern, 186 S.

B – Werte mit Fragezeichen «?» wurden von mir vorläufig zugeordnet, aber für die Auswertung nicht weiter berücksichtigt.

155 Gefäss-Pflanzenarten traten in den von Roepke 1958 und von Hering und Roepke 1985 untersuchten 33 Probeflächen auf. Davon sind 154 mit N-Zeigerwerten belegt. – Hiervon 29 mit «X».

129 Arten sind mit B-Werten eingeordnet (Klötzli), auch die eine Art ohne N-Zeigerwert: (*Dryopteris phegopteris* B = 0). – Bleiben 128 Arten mit B- und N-Zeigerwerten. – Davon sind 24 Arten mit definierten B-Werten, aber indifferenten N-Zeigerwerten (N = «X»).

104 Arten haben N-Zeigerwerte (ohne N = «X») und gleichzeitig B-Werte. – Diese Arten dienen zur Überprüfung der Beziehung zwischen Beliebtheitsgrad und Stickstoff-Zeigerwert (vergleiche Abbildung 4).

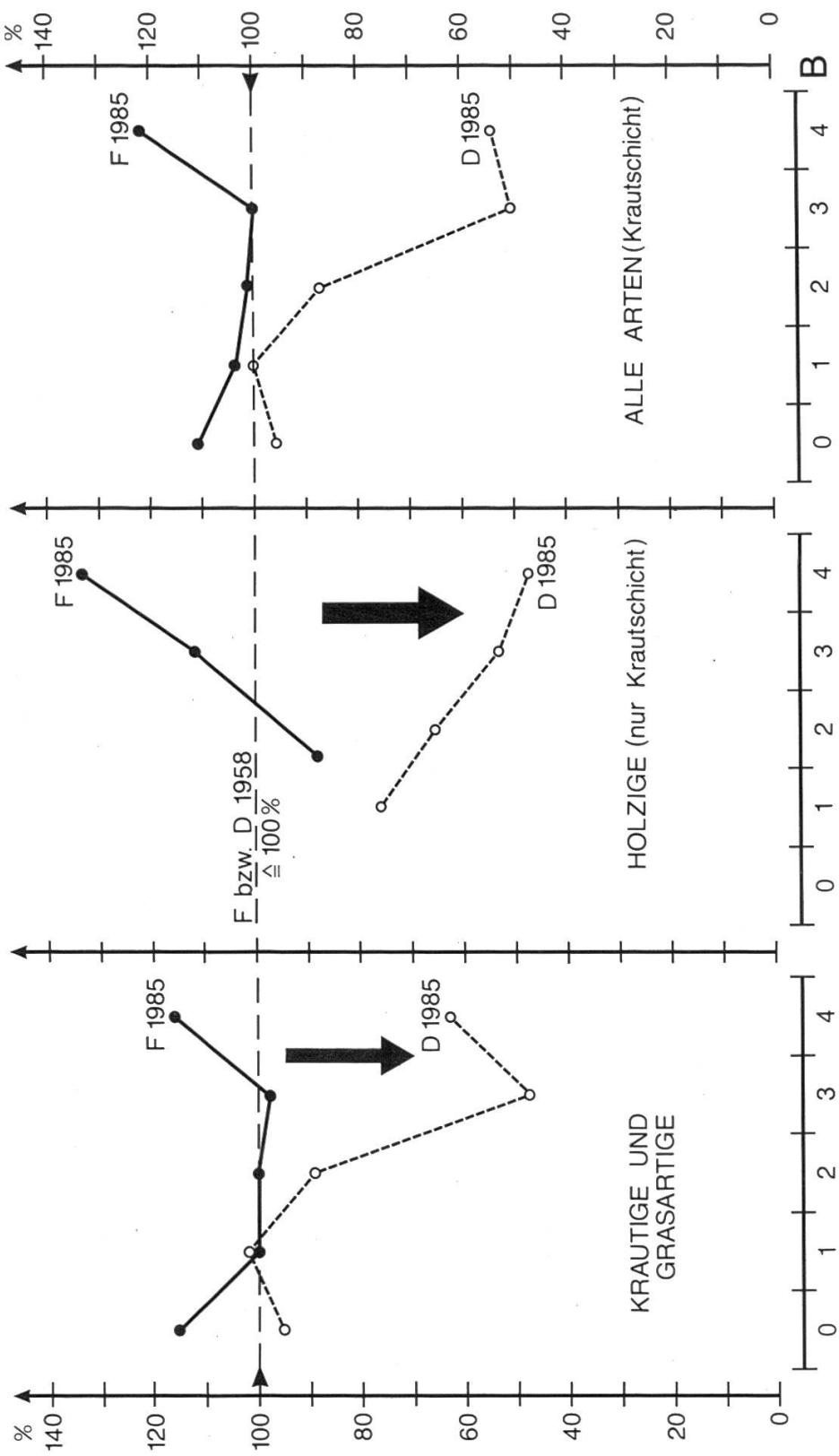


Abbildung 5. Je höher der Beliebtheitsgrad als Rehwild-Äsung, desto stärker nimmt der Deckungsgrad ab, obwohl gleichzeitig der Trend für die kumulative Frequenz gleichbleibt oder zunimmt. Diese Diskrepanz ist bei den holzigen Arten am stärksten ausgeprägt.

blieben oder sogar zunahmen. Die Aussage gilt für holzige Arten in der Krautschicht in ausgeprägterem Masse (*Abbildung 5b*) als für krautige und grasartige Pflanzen (*Abbildung 5a*)⁹.

Wildverbiss behindert somit die *Ausbreitung* von Arten mit hohen N-Zeigerwerten (als Folge der Eutrophierung) im untersuchten Beispiel anscheinend nur wenig: Einzelexemplare dieser Arten treten auf vielen Aufnahmeflächen auf. Die im Deckungsgrad (D) fassbare *Häufigkeit* wird mit zunehmender Beliebtheit als Äsungspflanzen jedoch deutlich gemindert. Diese Aussage betrifft insbesondere eine Reihe forstlich wichtiger Laubbaum¹⁰-Arten, die im Zuge eventuell notwendiger waldbaulicher Umorientierung – zum Beispiel wegen Immissionsschäden – wichtig werden können.

Die grösste Fläche wird in der Krautschicht der untersuchten Wälder in beiden Untersuchungsjahren durch Pflanzenarten mit dem geringen Beliebtheitsgrad 1 eingenommen. Dies spricht für den bereits seit langer Zeit wirkenden konkurrenzverschiebenden Einfluss des Wildes auf die Pflanzendecke. Er hat sich in den letzten Jahrzehnten weiter verstärkt (*Abbildung 6*). Nennenswerte Abnahmen im Deckungsgrad traten offensichtlich nur bei den höheren Beliebtheitsklassen auf. Möglicherweise sind die Arten der B-Gruppe 4 jedoch durch Eutrophierung und eventuell weitere Einflüsse bereits so vital geworden, dass sie dem Verbissdruck stärker entgegenwachsen als diejenigen der B-Gruppe 3.

4. Lässt sich der Äsungsdruck quantifizieren?

Auch bei der Betrachtung der Frequenz-Werte (Stetigkeit des Vorkommens auf den einzelnen Untersuchungsflächen) ergibt sich, dass die wenig beliebten Pflanzenarten der Gruppe B1 die weiteste Verbreitung haben. Vergleicht man Deckungsgrad- und Frequenz-Werte für denselben Untersuchungszeitpunkt jeweils in bezug auf F bzw. D für die Beliebtheitsgruppe 1 gleich 100 Prozent (*Abbildung 7*), so liegt die Kurve für D um so tiefer unterhalb derjenigen für F je höher der Beliebtheitsgrad ist. Bei den selten oder nie verbissenen Arten ergibt sich in dieser Darstellung andererseits kaum ein Unterschied zwischen beiden Werten. Der Äsungsdruck sei deshalb auf der Grundlage der *Abbildung 7* versuchsweise als Differenz zwischen den auf die Beliebtheitsgruppe 1 bezogenen Verteilungen von Deckungsgrad (D) und Frequenz (F) für die Beliebtheits-Gruppen 2 + 3 + 4 definiert. So gesehen hätte sich der Äsungsdruck auf den untersuchten Flächen – von knapp 50 Einheiten 1958 auf etwa 85 in 1985 –

⁹ Die Buche, *Fagus sylvatica*, blieb in diesem Zusammenhang unberücksichtigt. Sie verdoppelte ihren Deckungsgrad in der Krautschicht 1985 infolge einer vorhergegangenen Vollmast. Wird *Fagus* berücksichtigt, dann steigt der F-Wert auf 103,5%, der D-Wert auf 94,3% jeweils für B2 über alle Arten.

¹⁰ Unter anderem *Acer pseudoplatanus*, *Carpinus betulus*, *Fraxinus excelsior*, *Prunus avium*, *Quercus robur*, *Sorbus aucuparia*, *Tilia cordata*, *Ulmus glabra*.

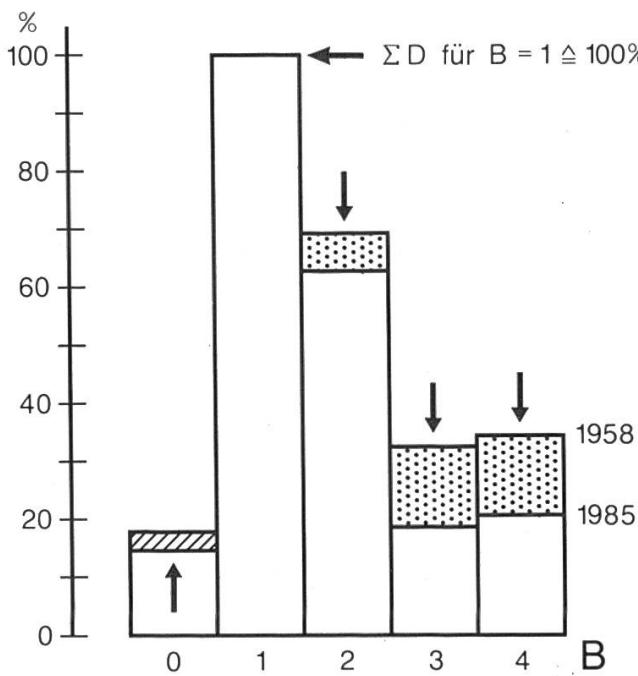


Abbildung 6. Als Äsung beliebte Pflanzenarten decken seit langem weniger Fläche als die nicht beliebten Arten. Diese Verteilung wurde in der jüngsten Vergangenheit noch deutlicher. Gleichzeitig nahmen die selten oder nie verbissenen Arten im Deckungsgrad geringfügig zu.

etwa um den Faktor 1,75 verstärkt. Möglicherweise lässt sich mit diesem Ansatz auch retrospektive der ehemals vorhandene Äsungsdruck aus publizierten älteren Vegetationsanalysen einschätzen – auch wenn die genauen Lokalitäten der Aufnahmeflächen nicht mehr rekonstruiert werden können. Hierbei ist jedoch folgendes zu berücksichtigen: F ist abhängig von der Grösse der Aufnahmefläche, D aber nicht. Für umfangreichere Vergleiche müsste deshalb die Grösse der Probefläche standardisiert werden!

5. Lassen sich die Ergebnisse an unabhängig erhobenen Daten bestätigen?

Kuhn *et al.* (1987) haben im Mittelland der Nordschweiz im Jahre 1984 vegetationskundliche Analysen auf 10 Waldflächen wiederholt, die bereits 1938 untersucht worden waren (vergleiche Kapitel 1). Damals war – ähnlich wie bei den oben ausgewerteten Daten von Hering und Roepke – an einen möglichen modifizierenden Einfluss des Rehwilds auf die Veränderung der Pflanzendecke noch nicht gedacht worden. Da Klötzli seine Äsungs-Beliebtheitsgrade Anfang der 60er Jahre ebenfalls anhand von vegetationskundlichen Aufnahmen im nördlichen Schweizer Mittelland entwickelte, lag es nahe, die Daten von Kuhn *et al.* nach dem oben entwickelten Ansatz zu analysieren. Für 71 von 94 krautigen und grasartigen Pflanzen sowie für fast alle Baumarten der Kuhn'schen Aufnahmeflächen gibt Klötzli Äsungs-Beliebtheitsgrade an. Eine Darstellung der Ergebnisse analog zu Abbildung 5 zeigt Abbildung 8. Eutrophierung und

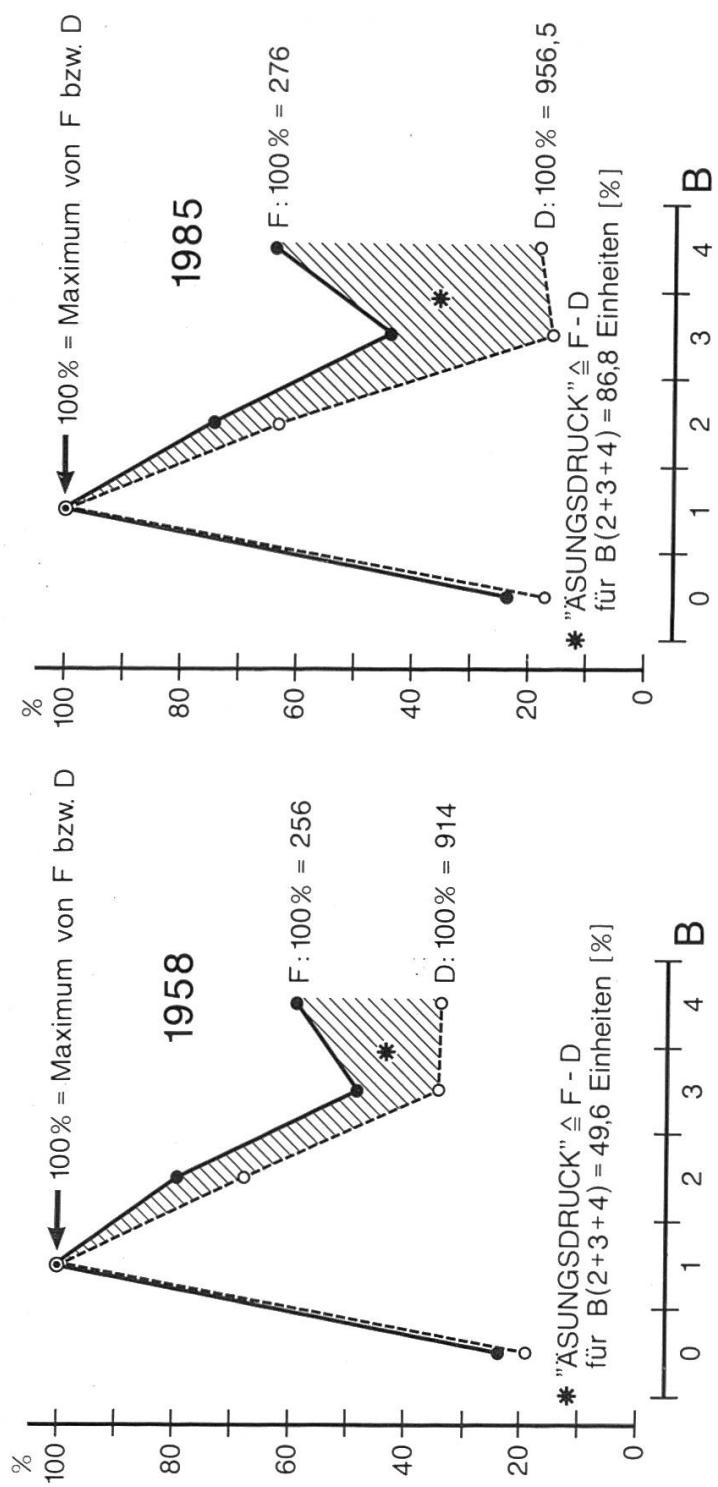


Abbildung 7. Versuch einer Quantifizierung des Äsungsdrukkes aufgrund des Vergleichs von Frequenz und Deckungsgrad. Da die Frequenz abhängig ist von der Größe der Probefläche, ist ein solcher Vergleich nur bei einheitlicher Bezugsflächen-Größe zulässig.

Dunklerwerden auf den untersuchten Flächen haben bereits Kuhn *et al.* mit Hilfe der Zeigerwerte (Ellenberg sen. 1979) belegt. Da sich Kuhns Untersuchungen «im ersten Anlauf» bewusst auf ursprünglich (1938) nährstoffarme Standorte mit damals als *Querco-Carpinetum molinetosum* charakterisierten Wäldern konzentrierten, war mit einem deutlichen Rückgang der als Rehwildäsung wenig beliebten Arten zu rechnen. Diese sind – wie oben gezeigt wurde –

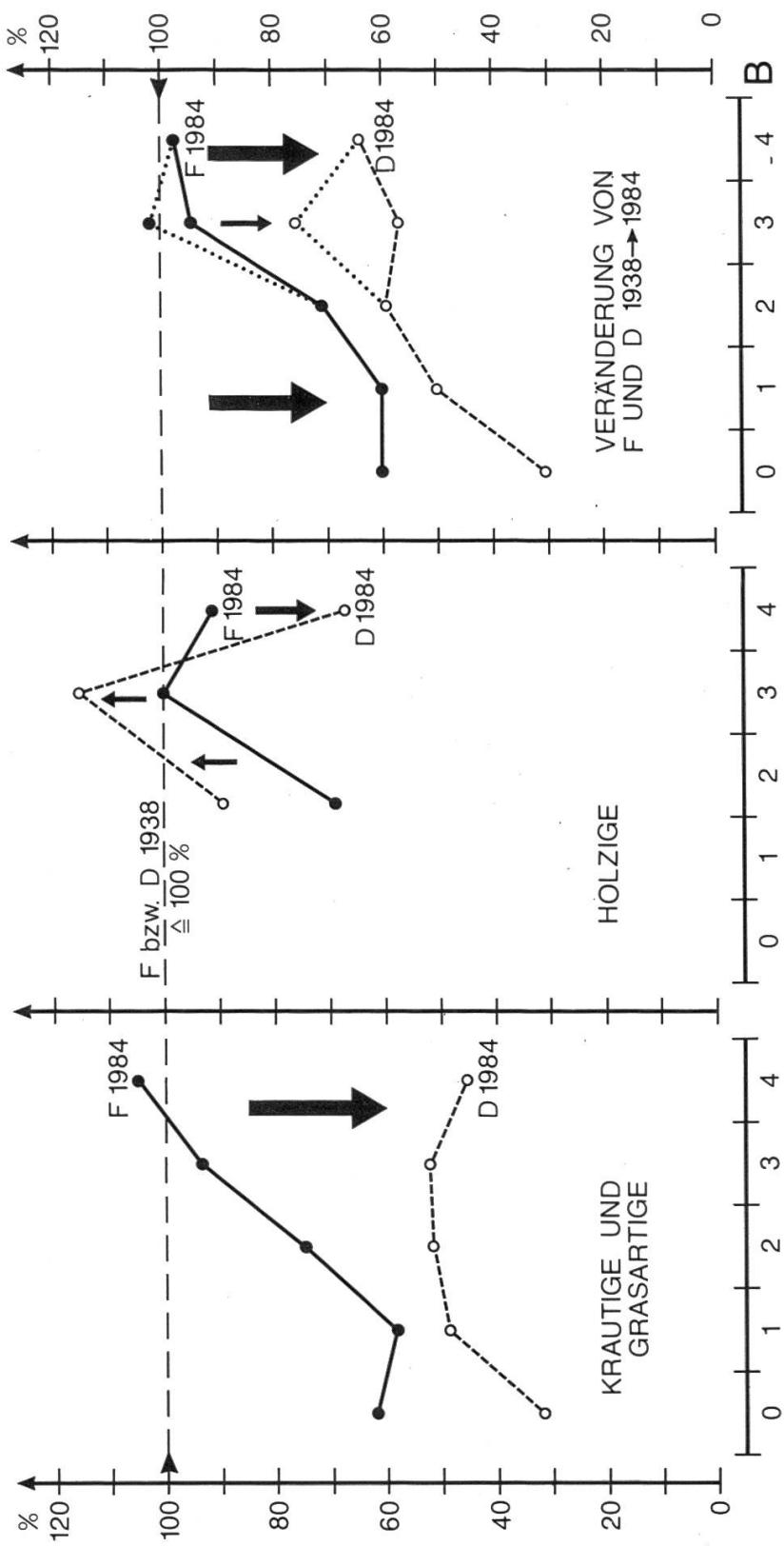


Abbildung 8. Veränderungen von Frequenz und Deckungsgrad in der Krautschicht von zehn Wald-Probeflächen aus dem nördlichen Schweizer Mittelland (nach Daten von Kuhn *et al.* 1987. – Ver- gleiche Text!). Rechte Teildarstellung gepunktet: unter Einbezug der Buche, *Fagus sylvatica*. – Die Trends von Frequenz und Deckungsgrad sind im Prinzip ähnlich wie in Abbildung 5.

überwiegend Zeiger für relativ stickstoffarme Standorte, die bei Eutrophierung und dadurch induziertem zunächst dichterem Schluss im Kronendach ausgedunkelt und anderweitig in der Konkurrenz benachteiligt werden. Die beliebten Arten nehmen im Deckungsgrad – anders als bei der Frequenz – jedoch überproportional ab. Die Diskrepanz verstärkt sich bei höheren Beliebtheitsgraden. Somit ist – zumindest für die krautigen und grasartigen Pflanzen – der Wild-Einfluss auf die Pflanzen der Krautschicht von Wäldern in der Nordschweiz in sehr ähnlicher Weise fassbar wie für unsere Untersuchungsflächen im Schleswiger Raum. Bei den holzigen Arten in der Krautschicht nahm dagegen der Deckungsgrad für die weniger beliebten Arten sogar zu. Nur in der Beliebtheitsgruppe 4 entspricht das Bild zwanglos der Erwartung. Folgende Interpretation ist denkbar: Der durch die nachgewiesene Eutrophierung induzierte Lichtmangel führte zu einem starken Rückgang der gerade in diesem Waldtyp besonders lichtbedürftigen Krautschicht. Dies gab jedoch den weniger beliebten Baumarten in der Verjüngung Konkurrenzvorteile, sofern sie hinreichend Schatten ertragen. Die beliebtesten holzigen Arten sind aber auch hier dem Äsungsdruck durch Rehwild nicht gewachsen. Sie nehmen in Frequenz und Deckungsgrad ab¹¹.

6. Folgerungen

Dass Rehwild nicht nur *im* Wald, sondern auch *vom* Wald lebt, ist eine alte Spruch-Weisheit. Dass dies heute in stärkerem Masse als früher und mit erkennbaren Wirkungen auf die Pflanzendecke der Fall ist, scheint mir eine wesentliche Aussage. Rehwild «diktiert» den Waldbau – sofern man sich nicht von vornherein auf weniger beliebte Arten wie Fichte oder Buche beschränken will – heute noch mehr als früher. Dies ist vor allem als Folge allgemein veränderter Lebensbedingungen für Wald und Wild zu erkennen, wobei Immissionen namentlich von Nähr- und wohl auch von Schadstoffen die wesentliche Rolle spielen. Jagd und Hege hatten in diesem Zusammenhang bisher eine untergeordnete Bedeutung (Ellenberg 1984, 1986). Eine liberalere Behandlung der Rehwildbejagung, mit mehr Verantwortung und Entscheidungsmöglichkeiten als bisher für den Revierinhaber, aber auch den Forstmann, scheint erstrebenswert. Rehwildbestände werden durch stärkere Bejagung dort, wo nötig und möglich, kaum je ernsthaft gefährdet. Selbst engagierte Forstleute werden – trotz intensiven jagdlichen Einsatzes – des Rehwilds kaum noch Herr und suchen in zunehmendem Masse ihre Notlösung in der Zäunung ausgedehnter Verjüngungsflächen, zum Beispiel in den Bayerischen Forstämtern Ebrach und Erlangen.

¹¹ Es handelt sich um *Abies alba*, *Carpinus betulus*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus petraea* und *robur*, *Viburnum opulus*.

Auf anderer Ebene liegen Folgerungen für die Vegetationskunde. Sie hat den nennenswerten Einfluss des Wildes auf die Ausprägung der Pflanzendecke in Wäldern zu erkennen. Wälder werden in der vegetationskundlichen Charakterisierung mit Namen belegt, die sich wesentlich auf «Äsungsunkräuter» des Rehwilds beziehen: *Asperulo-*, *Melico-Fagetum*, *Pulmonario-Fagetum allietosum*, *Carci brizoidi-Fagetum luzuletosum* usw. Viele Differentialarten gehören ebenfalls in diese Kategorie. Die «normale» Krautschicht mitteleuropäischer Laubwälder, ohne den langjährig prägenden Einfluss sehr hoher Wildbestände, lässt sich heute allenfalls noch stellenweise in Dänemark mit seinem abweichenden Jagdsystem studieren, oder aus alten Vegetationsanalysen im Schweizer Mittelland erschliessen, wo das Rehwild erst in den zwanziger und dreissiger Jahren einwanderte und wo bereits früh Braun-Blanquet und seine Schüler vegetationskundlich wirkten.

Drittens liess sich in der vorliegenden Arbeit mit sehr einfachen Methoden ein ökosystemares Beziehungsgefüge erfassen und beschreiben: Indem wir Menschen Stoffe und Energien, oft im Übermass von fernher, aus der Tiefe, aus der Zeit importieren — die letztlich in Ökosystemen konkurrenzwirksam Eingang finden und oft akkumulieren: in der Biomasse, in der Streu, im Humus, bis die Vorräte irgendwann «plötzlich» umgesetzt werden — verändern wir auch unsere eigenen Lebens- und Nutzungsmöglichkeiten. Diese Prozesse sind im politischen Raum bis heute viel zu wenig erkannt, geschweige denn kontrolliert. Stoffeinträge auf dem Immissionswege verändern die Pflanzendecke, schon seit Jahrzehnten. Durch langfristige Vegetationsvergleiche lassen sich solche Veränderungen erfassen. Sie beeinflussen auch die Lebensbedingungen für Tiere, und diese wirken zurück und verändern ihrerseits das Konkurrenzgefüge ihres Nahrungs-«substrats»: Rehe als «Prädatoren» der Pflanzendecke! Krautschicht, Wald und Wild als «Lebensgemeinschaft» im Sinne von *Connell* (1977): als Gemeinschaft von Organismen, die Vorkommen und Häufigkeit gegenseitig nennenswert beeinflussen! — Das Erkennen solcher Zusammenhänge empfindet der Ökologe als faszinierend und befriedigend. Als Bürger unserer Gesellschaft hat er Sorge um die Steuerbarkeit der angestossenen Prozesse.

Résumé

Eutrophication – modifications de la végétation forestière – conséquences pour et effets rétroactifs par l'abrutissement du gibier (chevreuils)

De 200 parcelles ayant été réexamинées après 27 ans dans les forêts de feuillus du Schleswig-Holstein du nord-est, 33 ont été estimées aptes à l'analyse de leur végétation (méthode de Braun-Blanquet), vu qu'elles n'ont été modifiées que de façon indirecte. On a relevé sur ces parcelles en 1985 plus d'espèces de plantes indicatrices d'azote et moins d'espèces indicatrices de manque d'azote qu'en 1958. Il est surprenant de constater que le degré de recouvrement de la couche herbacée a tout de même diminué, notamment pour les essences indicatrices d'azote. Il existe un rapport positif entre les valeurs des indicateurs d'azote et l'attrait qu'exercent ces mêmes essences sur les chevreuils qui les paturent. Des données sûres au sujet de la densité du gibier manquent. Une augmentation de la densité des chevreuils par 100 hectares de forêt est cependant vraisemblable. De par cela l'abrutissement pèse très probablement encore plus sur les plantes de prédilection. Les chevreuils ont réagi positivement à l'eutrophication de l'endroit et causent par l'abrutissement des jeunes plantes des espèces préférées de plus grandes difficultés à l'entreprise forestière aujourd'hui qu'auparavant.

Traduction: S. Croptier

Literatur

- Asman, W.A.H., H.S.M.A. Diederer (Eds.) 1987: Ammonia and Acidification. — Proceedings: Symposium of the European Association for the Science of Air Pollution (EURASAP) held at the National Institute of Public Health and Environmental Hygiene (RIVM), Bilthoven, NL, 13–15. April 1987. 327 pp. — Available: Asman, RIVM.
- Blume, H.-P., J. Lamp, C.-G. Schimming, D. Wiese, M. Zingk, 1985: Bodenbelastung aus der Luft? — Schriftenreihe der Agrarwiss. Fakultät, Universität Kiel. Heft 67.
- Büttner, G., N. Lamersdorf, 1985: Depositionsraten in der Wingst im Vergleich zu anderen Waldökosystemen. — Unveröffentlichtes Manuskript, Göttingen 1985 (Institut Prof. Dr. B. Ulrich).
- Connell, J.H., R.O. Slatyer, 1977: Mechanisms of succession in natural communities and their role in community, stability, and organisation. — American Naturalist 111: 1119–1144.
- Dierssen, K., 1983: Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. — Schriftenreihe des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, Heft 6, Kiel.
- Ellenberg, Heinz, 1979: Zeigerwerte der Gefässpflanzen Mitteleuropas. — Scripta Geobotanica 9: 122 S. Göttingen. 2. Auflage. — Unveröff. Ergänzungen 1983.
- Ellenberg, Heinz, 1982: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. — Ulmer Verlag, Stuttgart. 3. Auflage, 989 S.
- Ellenberg, Hermann, 1971: Zur Biologie des Rehwilds in Schleswig-Holstein. — Staatsexamensarbeit in Biologie, Universität Kiel, Institut für Haustierkunde. Selbstverlag, ca. 120 S.
- Ellenberg, H., 1974: Beiträge zur Ökologie des Rehes (*Capreolus capreolus* L.). Daten aus den Stammhamer Versuchsgehegen. — Dissertation, Math.-Naturwiss. Fak. Kiel. Selbstverlag, 133 S.
- Ellenberg, H., 1974: Wilddichte, Ernährung und Vermehrung beim Reh. — Verhandlungen Ges. f. Ökologie, Erlangen. — Dr. W. Junk Publ., The Hague (1975), 59–76.
- Ellenberg, H., 1975: Neue Ergebnisse der Reh-Ökologie: Zählbarkeit, Wachstum, Vermehrung. — Allg. Forst Zeitschr. München, 30 (50), 1113–1118.
- Ellenberg, H., 1978: Zur Populationsökologie des Rehes (*Capreolus capreolus* L.) in Mitteleuropa. — Spixiana, Zeitschrift für Zoologie, Suppl. 2, München. 1–211.
- Ellenberg, H., 1979: Frühjahrs- und Sommernahrung bestimmen die Dynamik von Rehpopulationen. — Verh. Ges. f. Ökol., Münster 1978, 439–452.

- Ellenberg, H.*, 1983: Gefährdung wildlebender Pflanzenarten in der Bundesrepublik Deutschland. Versuch einer ökologischen Betrachtung. — Forstarchiv (Hannover) 54, 4, 127–133.
- Ellenberg, H.*, 1983: Roe deer population energetics – individual intake of digestible energy and its synecological fit to seasonal conditions in a model population of Roe deer. — 3rd European Ecol. Symp., Lund, Sweden, Aug. 1983. — Poster.
- Ellenberg, H.*, 1984: Rehwild und Umwelt. — In: Rehwild, Biologie, Hege. Broschüre: Bayer. Staatsministerium f. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. S. 3–28.
- Ellenberg, H.*, 1985: Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluss von Düngung und Immissionen. — Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 136, 1, 19–39.
- Ellenberg, H.*, 1986: Immissionen — Produktivität der Krautschicht — Populationsdynamik des Rehwilds: ein Versuch zum Verständnis ökologischer Zusammenhänge — Zeitschr. Jagdwiss., Hamburg 32, 3, 171–183; und: Natur und Landschaft, Bonn, 61, 9, 335–340.
- Ellenberg, H.*, 1986: Veränderungen von Artenspektren unter dem Einfluss von düngenden Immissionen und ihre Folgen. — Allgemeine Forstzeitschrift 19, 466–467.
- Ellenberg, H.*, 1987: Fülle — Schwund — Schutz: Was will der Naturschutz eigentlich? Über Grenzen des Naturschutzes unter den Bedingungen moderner Landnutzung. — Betriebswirtschaftliche Mitteilungen der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein, Kiel, Nr. 385, S. 3–16.
- Ellenberg, H.*, 1987: Floristic changes due to eutrophication. — In: «Ammonia and Acidification». Proceedings of the Symposium of the European Association for the Science of Air Pollution (EURASAP), Bilthoven, NL, 13–15.IV.1987. W.A.H. Asman, S.M.A. Diederens (Eds.). National Institute of Public Health and Environmental Hygiene (RIVM), Bilthoven, The Netherlands. pp. 301–308.
- Esser, W.*, 1958: Beitrag zur Untersuchung der Äsung des Rehwildes. — Zeitschr. Jagdwiss. 4: 1–41.
- Hering, H.*, 1987: Veränderungen der floristischen Struktur von Waldökosystemen in Schleswig-Holstein. — Diplomarbeit (Holzwirtschaft), FB Biologie, Universität Hamburg. ca. 120 S. Selbstverlag.
- Jauch, E.*, 1987: Der Einfluss des Rehwildes auf die Waldvegetation in verschiedenen Forstrevieren Baden-Württembergs. — Dissertation Agrarwiss., Universität Hohenheim (Institut für Landeskultur und Pflanzenökologie). 187 S.
- Kaule, G., H. Ellenberg*, 1986: Ursachen und Folgen der Arten-Dynamik in Mitteleuropa, dargestellt und diskutiert am Beispiel des Saarlandes. — Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich. — Bd. 123 (1985), 175–198. = Festschrift G. Wendelberger.
- Klötzli, F.*, 1965: Qualität und Quantität der Rehäsung in Wald- und Grünlandgesellschaften des Schweizer Mittellandes. — Veröff. Geobot. Inst. Stiftg. Rübel, ETH Zürich, 38, 128 S.
- Kuhn, N., R. Amiet, N. Hufschmid*, 1987: Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. — Allg. Forst- und Jagdzeitung 158, 77–84. — Mit Original-Tabellen im Anhang.
- Kurt, F.*, 1970: Rehwild. — BLV, München.
- Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein*, 1982: Rote Liste der Pflanzen und Tiere Schleswig-Holsteins. — Schriftenreihe des Landesamts, Heft 5, Kiel.
- Siuda, A., W. Zurowski, H. Siuda*, 1969: The food of the Roe deer. — Acta Theriologica 14: 247–262.
- Ueckermann, E.*, 1971: Die Fütterung des Schalenwildes. — Parey, Hamburg. 89 S.