Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluss von Düngung und Immissionen

Autor(en): **Ellenberg, Hermann**

Objekttyp: **Article**

Zeitschrift: **Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen = Swiss foresty journal = Journal forestier suisse**

Band (Jahr): **136 (1985)**

Heft 1

PDF erstellt am: **22.05.2024**

Persistenter Link: https://doi.org/10.5169/seals-764457

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.
Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.
Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Ein Dienst der *ETH-Bibliothek*
ETH Zürich, Rämistrasse 101, 8092 Zürich, Schweiz, www.library.ethz.ch

http://www.e-periodica.ch

Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluss von Düngung und Immissionen [1]

Von *Hermann Ellenberg* Oxf.: 182:181.45:42:(4)
(Aus der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft,
D-2050 Hamburg 80)

Einführung und Fragestellung

Mitteleuropa ist ursprünglich ein Wald-Land. Vor dem Eingreifen des viehzüchtenden und ackerbauenden Menschen fehlte Wald nur dort, wo es für Baumwuchs im Tiefland zu nass, im Hochgebirge zu kalt, an den Küsten und lokal im Binnenland zu salzig war. Die Trockengrenze des Waldes wird im Bezugsgebiet nicht erreicht. Ausserdem wird das Aufkommen von Baumwuchs an manchen Stellen durch mechanische Einflüsse episodisch zurückgeworfen: in Lawinenstrichen, an erosionsaktiven Steilufern des Meeres und der Flüsse, im Wirkungsbereich des Treibeises entlang von Uferpartien und im Bereich der Aufschüttung und Umlagerung von Sand- und Kiesbänken. Auch an das lokale Wirken von Bibern und grossen Pflanzenfressern ist zu denken. Neben Rot- und Rehwild gehörten bis ins Mittelalter auch Wildpferde, Wisent, Ur und Elch zur typischen einheimischen Fauna. – Viehweide und Brandrodung haben den Wald gelichtet und im Lauf von Jahrhunderten vernichtet. Die Bewirtschaftung von Äckern und Mähwiesen liess Gehölze nicht mehr aufkommen. Die heutige Verteilung von Wald und offener Landschaft war in Mitteleuropa vor mehr als 500 Jahren erreicht und hat sich seitdem nicht mehr wesentlich geändert. Potentielle Waldstandorte sind somit heute alle offenen Flächen, die nicht unter die oben genannten Ausnahmebedingungen fallen. Seit dem Aufkommen von Stein- und Braunkohle als Energiequelle konnten Forstwirte wieder Wälder aufbauen, umgestalten, neuaufforsten und damit Ausdehnung und Strukturierung der tatsächlichen Waldflächen bestimmen. Auf den Standorten, die durch die bis dahin betriebene Raubwirtschaft an Nährstoffen verarmt waren (Hudeweide, Streunutzung, Plaggenhieb, Köhlerei), versprachen vielerorts nur die genüg-

[1] Ausgearbeitete Fassung eines Vortrags, gehalten anlässlich der «6. Hamburger Forst- und Holztagung» im Mai 1984.

samen Kiefern und verbissresistenten Fichten eine wirtschaftliche Nutzung. So entstanden auch ausserhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes dieser Baumarten die ausgedehnten Nadelholzforsten des Flach- und Hügellandes und in den Hochlagen der Mittelgebirge. Bis in die Gegenwart werden landwirtschaftlich nicht mehr gewinnbringend nutzbare Standorte – Grenzertragsböden – häufig mit solchen Holzarten aufgeforstet.

Durch das Wirken des viehzüchtenden und ackerbauenden Menschen ist die Pflanzendecke Mitteleuropas bis ins zwanzigste Jahrhundert hinein insgesamt artenreicher geworden. Für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland und West-Berlin werden heute etwa 2660 Gefässpflanzenarten gezählt *(Sukopp et al.* 1978). Nur knapp ein Viertel dieser Arten *(Tabelle 1)* ist auf Waldstandorte angewiesen: waldnahe Staudenfluren und Gebüsche, Nadelwälder und Laubwälder. Fast die Hälfte der Arten wächst typischerweise auf den – überwiegend vom Menschen – waldfrei gehaltenen Standorten: anthropo-zoogene Heiden und Wiesen, krautige Vegetation oft gestörter Plätze. Die restlichen Arten verteilen sich auf die aus natürlichen Gründen waldfreien Gebiete: Süsswasser- und Moorstandorte, Salzstellen und Meerstrand, Steinfluren und alpine Rasen, oder sie sind in ihrem soziologischen Verhalten nicht eindeutig zuzuordnen.

In «Roten Listen» werden seit etwa zehn Jahren die im Bezugsgebiet ausgestorbenen beziehungsweise selten gewordenen Arten aufgezählt *(Korneck et al.* 1983). Als wesentlicher Verursacher des seit etwa 1950 beobachtbaren

Tabelle 1. Anzahl der Gefässpflanzenarten der Bundesrepublik Deutschland und West-Berlins, für die Zeigerwerte vorliegen, geordnet nach soziologischen Gruppen (vergleiche *Sukopp* et al., 1978, *Ellenberg,* sen., 1979, 1983).

Soziologie		*Anzahl Arten*	*davon gefährdet* 1.1	1.2	2	3	4
0	Arten mit unbestimmtem soziologischem Verhalten	165	8	14	11	14	2
1	Süsswasser und Moor (Feuchtgebiete)	262	8	42	36	44	3
2	Salzstellen und Meerstrand	51	0	1	5	4	8
3	Krautige Vegetation oft gestörte Plätze	435	17	30	35	43	3
4	Steinfluren und alpine Rasen	250	0	7	9	7	27
5	Anthropo-zoogene Heiden und Wiesen	513	15	48	53	57	18
6	Waldnahe Staudenfluren und Gebüsche	121	3	4	2	8	2
7	Nadelwälder	75	0	2	7	10	4
8	Laubwälder	292	3	4	6	17	14
0–8	Summe	2164	54	152	164	204	81

beschleunigten Artenschwundes wird die veränderte Landnutzung erkannt und benannt (Sukopp *et al.* 1978, *Bauer* und *Thielcke* 1982). Unsere «Roten Listen» beziehen sich jedoch definitionsgemäss auf politisch abgegrenzte Raum-Einheiten – nicht auf die natürlichen Verbreitungsgebiete der betroffenen Arten. Sie beziehen sich ebenfalls auf einen willkürlich gesetzten zeitlichen Abschnitt im dynamischen Fluss des Geschehens, nämlich auf die letzten etwa hundert Jahre. Beide Grenzziehungen für die Behandlung des Problems «Artenschwund» sind aus Zuständigkeits- und aus Informationsgründen verständlich: Aus früherer Zeit sind verlässliche Artenlisten nur selten verfügbar oder fehlen ganz. Aber solche Grenzziehungen engen das Blickfeld ein. Eine erneute und vertiefte Diskussion über Folgerungen aus «Roten Listen» für die aufgeführten Arten und für die betroffenen Landschaftsausschnitte wäre deshalb von Nutzen. Sie ist jedoch nicht das Ziel des vorliegenden Aufsatzes. Ich möchte vielmehr versuchen, «Rote Listen» unvoreingenommen als Dokumente des zeitlichen und räumlichen Wandels des Artenspektrums ernst zu nehmen (vergleiche *Ellenberg* jun. 1983): Was lehrt uns der Vergleich des ökologischen Verhaltens von Arten der «Roten Liste» mit dem solcher Arten, die (noch) nicht auf der «Roten Liste» stehen, über die Veränderung massgeblicher Ökofaktoren in unserer Heimat im Laufe der vergangenen Jahrzehnte? Leiden «nur» Orchideen und ihre Liebhaber? Oder betrifft uns der in «Roten Listen» dokumentierte Wandel des Artenspektrums als Gesellschaft unmittelbar?

Ansatz, Material und Methode

Die Gefässpflanzen Mitteleuropas gehören zu den bestuntersuchten Organismengruppen der Erde. Sie sind als Arten so gut wie vollständig erfasst (Sukopp *et al.* 1978). Ihr soziologisches Verhalten ist beschrieben *(Oberdorfer* 1983), ebenso ihre Verbreitung *(Meusel et al.* 1965, *Haeupler* und *Schönfelder* in Vorbereitung). Gut 80 % der als «nicht gefährdet» eingestuften und knapp 95 % der 606 «gefährdeten» («Rote Liste») Arten sind so gut bekannt, dass man ihr Verhalten in mehreren Ökogradienten hinreichend versteht, um sie in einer neunteiligen relativen Skala zwischen «wenig» (= 1) und «viel» (= 9) des jeweiligen Ökofaktors einzuordnen. Solche «Zeigerwerte» wurden von *Ellenberg* sen. (1979) in einem umfangreichen Tabellenwerk niedergelegt, und zwar für die Ökogradienten Licht, Temperatur, Kontinentalitätsgrad, Bodenfeuchte, Bodenreaktion (Säuregrad) und Stickstoffversorgung der Pflanze. Sie gelten für das Verhalten der jeweiligen Art am «natürlichen» Standort, das heisst im Konkurrenzgefüge mit anderen Arten.

Eine ausgesprochene Schattenpflanze, die bei besserer Belichtung nicht mehr konkurrenzkräftig bleibt gegenüber anderen Arten, ist zum Beispiel der Sauerklee *(Oxalis acetosella)* mit dem Zeigerwert «L 1» (L für Licht). Eine Art, die keinerlei Überschattung verträgt, ist zum Beispiel unter den Gehölzen auf der anderen Seite der Skala mit «L 9» der Sanddorn *(Hippophaë rhamnoides).*

Falls sich nun die Zeigerwert-Spektren der «gefährdeten» Arten von denjenigen der «nichtgefährdeten» unterscheiden, liesse sich erkennen, welche der sechs genannten Ökofaktoren sich in den vergangenen Jahrzehnten in welchem Ausmass verändert haben. Ein wesentlicher Teil dieser Analyse wurde kürzlich vorgelegt (Ellenberg jun. 1983). Die Ergebnisse sind überraschend deutlich (vergleiche Abbildungen).

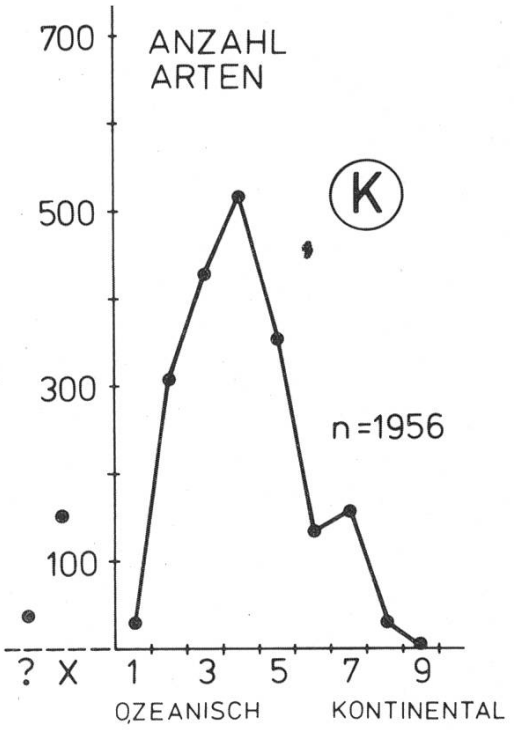
Mit Hilfe von Zeigerwerten für weitere Ökofaktoren, zum Beispiel Phosphat- und Magnesiumbedarf, Schwefeltoleranz, Oxidantien-Resistenz, liesse sich die Analyse weiter vertiefen und aktualisieren. Solche Zeigerwerte liegen bisher noch nicht vor und sind wohl auch erst in Fragmenten darstellbar. Die Ergebnisse der ins Auge gefassten Vergleiche würden deutlicher, wenn Listen derjenigen Pflanzenarten zur Verfügung stünden, die von der laufenden Entwicklung im Gegensatz zu den «Rote-Liste»-Arten offensichtlich profitieren. Diese Listen lassen sich wahrscheinlich aus dem von Haeupler und Schönfelder vorbereiteten Raster-Atlas der Gefässpflanzen-Verbreitung für die Bundesrepublik Deutschland in naher Zukunft ableiten. – Aus der Zusammenschau zweier unabhängig erstellter Datensätze: 1.) der Liste der Gefässpflanzenarten der Bundesrepublik Deutschland und West-Berlins («BRD») mit Angaben zum Gefährdungsgrad der einzelnen Arten (Sukopp *et al.* 1978, Korneck *et al.* 1983), 2.) der Liste der Zeigerwerte der Gefässpflanzenarten Mitteleuropas (Ellenberg sen. 1979, mit Ergänzungen 1983), entsteht insofern der umfangreichste und objektivste Überblick über die überregionale Veränderung wesentlicher Ökofaktoren in Mitteleuropa, der für die letzten Jahrzehnte derzeit möglich ist.

Im folgenden wird zunächst die Verteilung der Gesamtheit aller mit Zeigerwerten versehenen Gefässpflanzenarten der Bundesrepublik über die sechs ausgewählten Ökogradienten[2] dargestellt. Dabei werden gefährdete[3] und nicht gefährdete Arten verglichen. Potentiell gefährdete Arten (Gefährdungskategorie 4 der «Roten Liste») werden in diesem Vergleich nicht berücksichtigt. Dieser erste Vergleich betrifft a) die absolute Verteilung sämtlicher bewerteter Arten über den jeweiligen Ökogradienten, b) die prozentuale Verteilung der gefährdeten beziehungsweise der nicht gefährdeten Arten über den Ökogradienten (100 % = Summe aller gefährdeten beziehungsweise nicht gefährdeten Arten), c) das «Gefährdungsmass»: den Anteil der gefährdeten Arten an der Gesamtzahl der pro Zeigerwertklasse jeweils vorhandenen Arten.

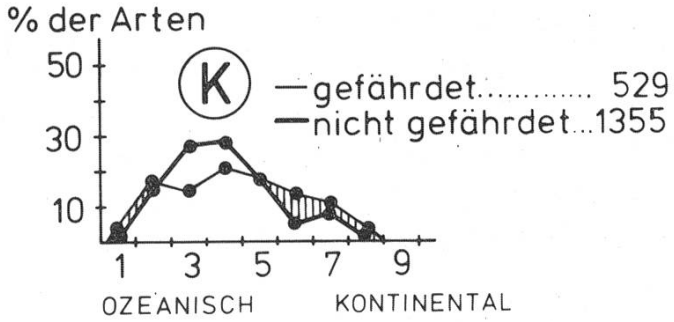
[2] Ökofaktor in seiner Abstufung von «wenig» bis «viel» nach Massgabe der Zeigerwerte, zum Beispiel Kontinentalitätsgradient, von eu-ozeanisch bis eu-kontinental oder in Kurzschrift : K 1 bis 9.

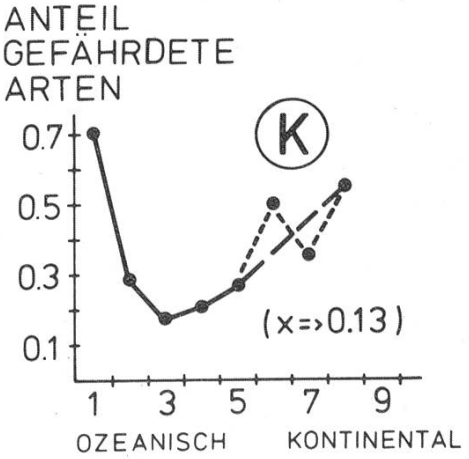
[3] = Summe der Gefährdungskategorien der «Roten Liste» 1.1 = ausgestorben, 1.2 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet.

Abbildung 1. a) Im Kontinentalitäts-Gradienten von eu-ozeanisch (1) bis eu-kontinental (9) (2 = ozeanisch, 4 = sub-ozeanisch, 5 = intermediär, 6 = subkontinental, 8 = kontinental, 3 und 7 = Zwischenstufen) zeigen die meisten westdeutschen Arten ein sub-ozeanisches Verbreitungsbild. Eu-kontinentale Arten fehlen in Mitteleuropa definitionsgemäss. Der Nebengipfel beim Zeigerwert 7 ist wahrscheinlich auf die Berücksichtigung der relativ kontinental getönten Flora West-Berlins zurückzuführen. – Im übrigen war dies nahezu symmetrische Verteilungsbild zu erwarten: West-Deutschland liegt im Übergangsbereich zwischen ozeanischem und subkontinentalem Klima.



b + c) (Die Teildarstellungen a bis c stehen jeweils untereinander. Zur Methodik der Untersuchung vergleiche Text Seite 22). Beide Teildarstellungen zeigen ein weiteres, im Prinzip triviales Ergebnis: Je ausgeprägter das Bezugsgebiet der «Roten Liste» am Rande des Verbreitungsgebiets einer Art liegt, desto grösser wird die Wahrscheinlichkeit, dass die betreffende Art im Bezugsgebiet als gefährdet zu gelten hat. – Etwa ein Fünftel der für Westdeutschland typischen Arten (Zeigerwerte K 3, 4) gilt als gefährdet.





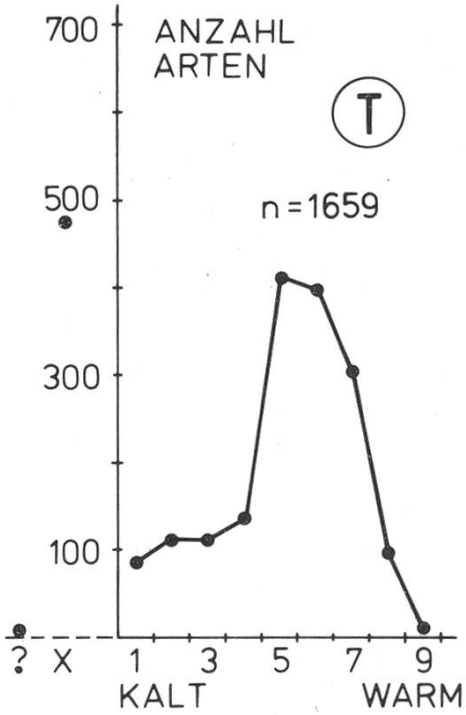
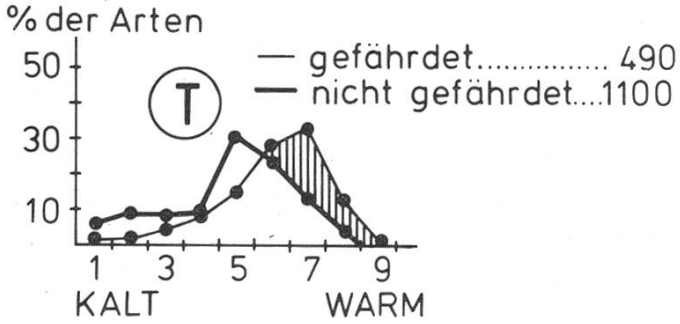
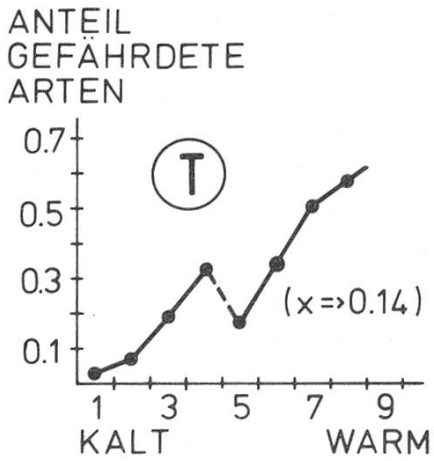


Abbildung 2. a) Mitteleuropa liegt im gemässigten Klima (Zeigerwerte:
1 = kalt, 3 = kühl,
5 = mässigwarm, 7 = warm,
9 = extrem warm,
2, 4, 6, 8 = Zwischenstufen).
Kalte Standorte beschränken sich in der Regel auf Hochlagen, sehr warme Standorte sind selten. Die grosse Mehrzahl der Arten ist unter mässigwarmen (5) bis warmen (7) Bedingungen konkurrenzfähig. Auffällig viele, fast 500 bewertete Arten verhalten sich im Temperaturgradienten indifferent (= x) bzw. werden über mehrere T-Zeigerwertstufen im Konkurrenzkampf nicht verdrängt. Von sehr wenigen Arten ist das Verhalten im Temperaturgradienten unbekannt (= ?).

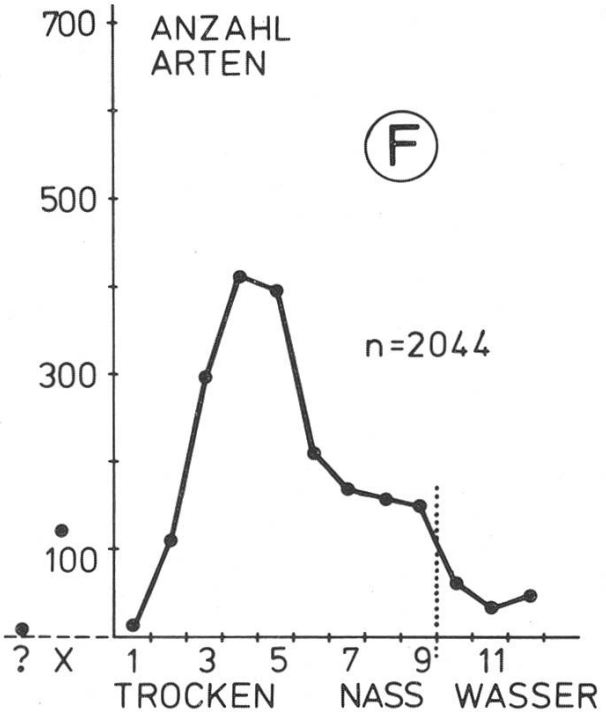


b) Unter den einem bestimmten Zeigerwert zugeordneten Arten überwiegt der Anteil der gefährdeten Arten bei hohen T-Zeigerwerten deutlich.

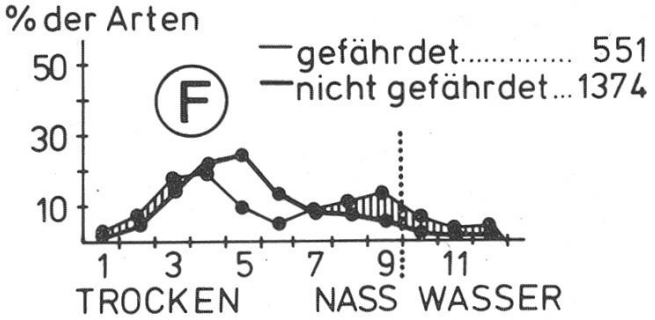


c) Der Gefährdungsgrad nimmt von kalten zu warmen Standorten deutlich zu. Der Sprung vom Zeigerwert 4 auf 5 ist wahrscheinlich ein Artefakt: relativ wenige Arten der Hochlagen (kalt bis kühl) stehen einer grösseren Artenfülle im Hügel- und Tiefland (wärmer) gegenüber (vergleiche *Tabelle 1*).

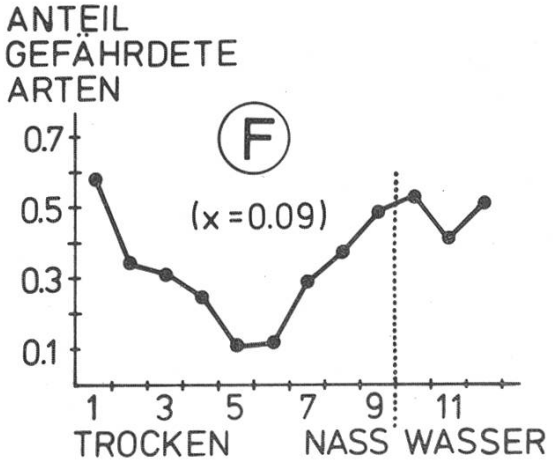
Abbildung 3. a) Der Feuchtegradient muss um drei Stufen in Richtung «Wasser» erweitert werden
(1 = stark Trocknis-Zeiger,
3 = Trocknis-Zeiger,
5 = Frische-Zeiger,
7 = Feuchte-Zeiger,
9 = Nässe-Zeiger,
2, 4, 6, 8 = Zwischenstufen;
10 = Wechselwasser-Zeiger,
11 = Wasserpflanze,
12 = Unterwasser Pflanze,
nur Blüten oberhalb des Wasserspiegels).
Die meisten Gefässpflanzenarten Westdeutschlands leben auf trockenen (3) bis frischen (5) Standorten. Es gibt nur vergleichsweise wenige Wasserpflanzen.

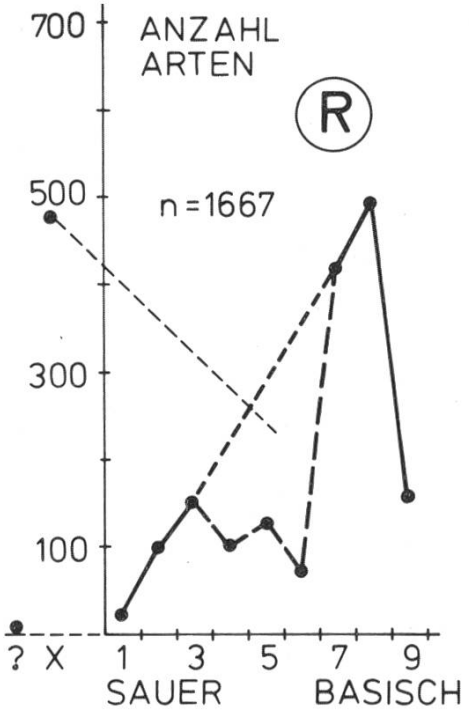


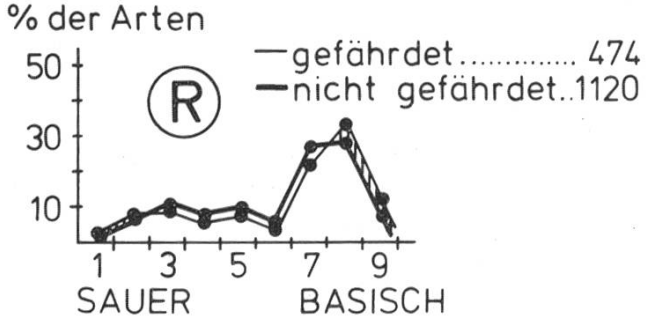
b) Unter den gefährdeten Arten sind diejenigen mit Zeigerwerten für Trocknis einerseits und Nässe andererseits überrepräsentatiert.



c) Jeweils die Hälfte der Wasserpflanzen und der extreme Trockenheit ertragenden Arten ist gefährdet — aber nur ein Achtel der Frische-Zeiger.







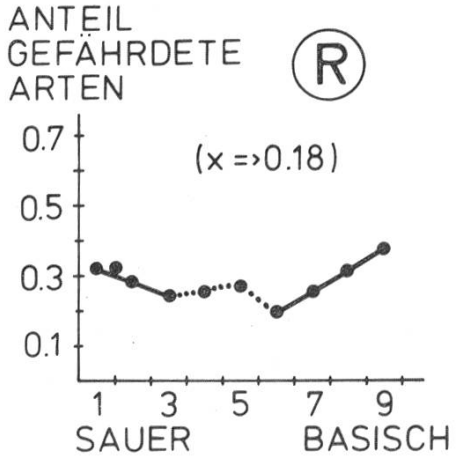
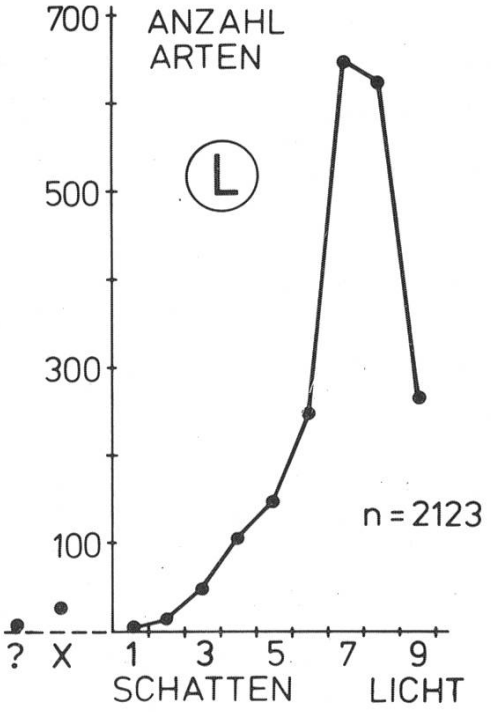


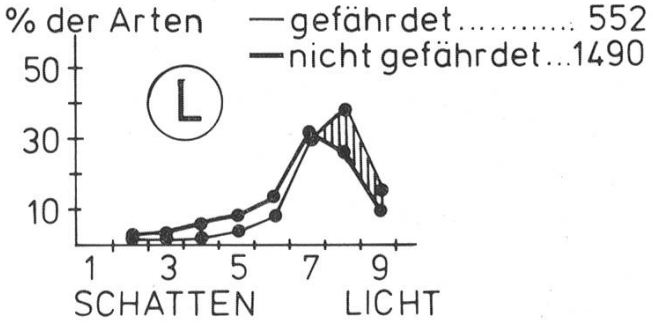
Abbildung 4. a) recht asymmetrisch verteilen sich die bewerteten Arten über den Reaktionsgradienten. Die Zeigerwerte sind nicht identisch mit ph-Werten!
(1 = Stark-Säure-Zeiger,
3 = Säure-Zeiger,
5 = Mässig-Säure-Zeiger,
7 = Schwach-Säure- bis Schwach-Basen-Zeiger,
9 = Basen und Kalk-Zeiger;
2, 4, 6, 8 = Zwischenstufen).
Mit fast 500 sind wiederum ziemlich viele Arten als indifferent, das heisst mit breiter ökologischer Amplitude gegenüber dem R-Faktor, einzustufen. Etwa 500 Arten hätten «Platz» im gestrichelt umgrenzten Feld der Grafik. Damit würde sich eine ausgeglichene Verteilung der Arten über den R-Gradienten ergeben: nur wenige Arten überleben im sauren Milieu, viele dagegen im neutralen bis schwach basischen. Erst auf deutlich basischen Standorten sinkt dann die Artenzahl wieder ab.

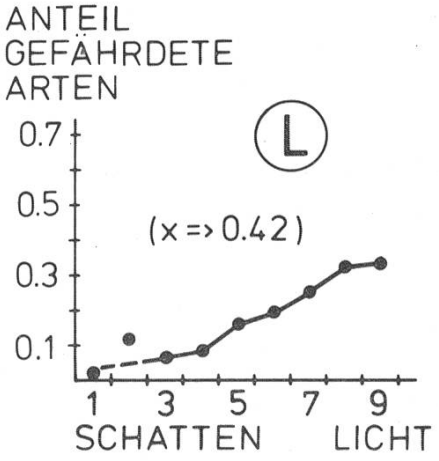
b + c) Unter den Arten mit klarer Zuordnung zu Zeigerwerten sind die gefährdeten Arten an beiden Extremen der Skala überrepräsentiert. Die relative Zunahme gefährdeter Arten mit extremen Zeigerwerten ist im neutralen bis basischen Milieu deutlicher als im sauren. Beide Standorttypen sind oft gleichzeitig nährstoffarm: in Feuchtgebieten zum Beispiel Hochmoore, bei Heiden und Wiesen zum Beispiel Kalkmagerrasen (vergleiche *Abbildung 13).*

Abbildung 5. a) Die Artenzahl nimmt mit besseren Beleuchtungsverhältnissen über den grössten Teil des Gradienten exponentiell zu. Licht ist die primäre Energiequelle der Pflanzen, die Konkurrenz um Licht dementsprechend scharf. Die erfolgreichsten Konkurrenten um Licht sind Bäume. Sie müssen je nach Alter im *Licht*-Gradienten unterschiedlich eingestuft werden: hier ist nur das Verhalten von Bäumen als Jungpflanzen berücksichtigt (1 = Tiefschattenpflanze – nur eine Art: *Oxalis acetosella,* 3 = Schattenpflanzen, 5 = Halbschattenpflanzen, 7 = Halblicht-, 8 = Licht-, 9 = Vollichtpflanze – verträgt keinerlei Überschattung; 2, 4, 6 = Zwischenstufen). Nur bei sehr wenigen Arten ist das Verhalten im Licht-Gradienten indifferent oder ungeklärt. Wo Überschattung durch Bäume fehlt, können grösserwachsende Kräuter und Gräser starke Licht-Konkurrenten niedriger wachsender Arten sein. Auf besonders lichtreichen Standorten sind oft gleichzeitig andere Ökofaktoren extrem: Trockenheit, Hitze, Nährstoffmangel usw.

b + c) Die meisten gefährdeten Arten vertragen Überschattung nicht oder schlecht (L 8, 9). Mit zunehmenden Licht-Zeigerwerten steigt der Anteil gefährdeter Arten kontinuierlich an.







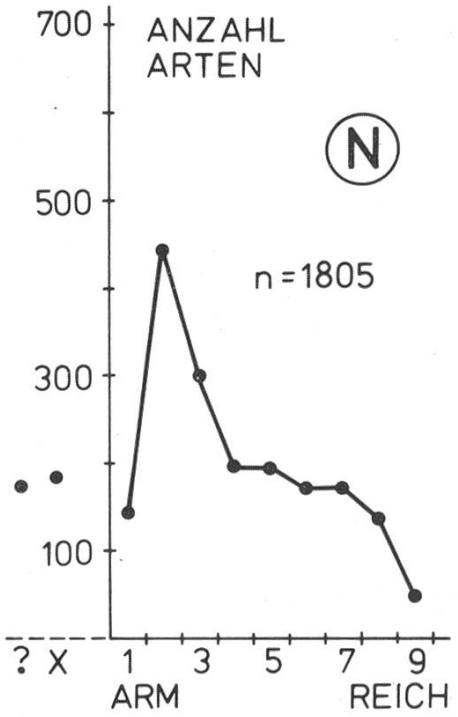
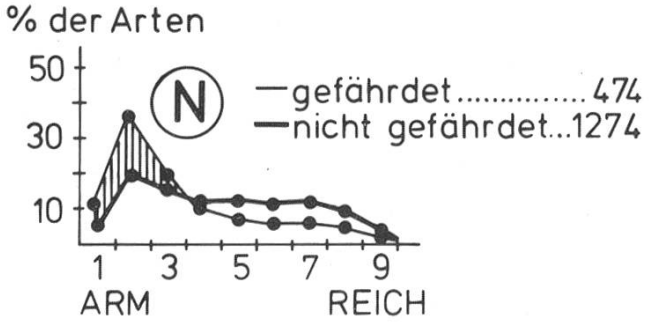
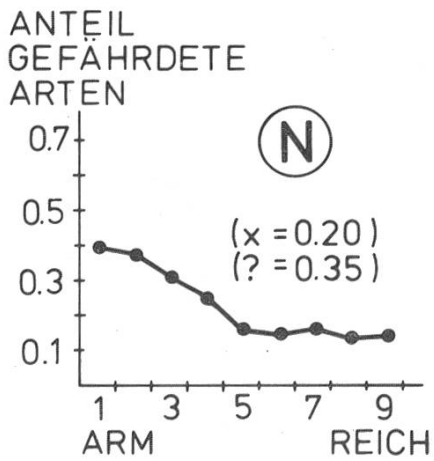


Abbildung 6. a) Nahezu spiegelbildlich zum Licht ist die Verteilung der Pflanzenarten im Nährstoffgradienten (Stickstoffversorgung). Die Hälfte der bewerteten Arten «drängt» sich auf armen und ärmsten Standorten (1 = stickstoffärmste Standorte, 3 = stickstoffarme Standorte, 5 = mässigreiche Standorte, 7 = an stickstoffreichen Standorten häufiger, 8 = Stickstoffzeiger, 9 = übermässig stickstoffreiche bis verschmutzte Standorte); 2, 4, 6 = Zwischenstufen). – Für relativ viele Arten ist das Verhalten im N-Gradienten noch unbekannt (N? = rund 170 Arten), etwa 180 Arten zeigen eine breitere Amplitude und werden als indifferent (x) eingestuft.



b) Zwei Drittel der gefährdeten, aber nur zwei Fünftel der nicht gefährdeten Arten sind ausschliesslich auf stickstoffarmen Standorten konkurrenzfähig.



c) Der Anteil gefährdeter Arten nimmt steil ab, je höher der Stickstoff-Zeigerwert wird (N 1 bis 4). Bereits ab mässiger Stickstoffversorgung (N 5) bleibt der Gefährdungsgrad auf niedrigem Niveau konstant.

In einem zweiten Schritt wird der Vergleich auf vier «Grob-Ökosysteme» entsprechend der Aufteilung in Ellenberg sen. (1979) verfeinert: «Wälder und Gebüsche», «anthropo-zoogene Heide und Wiesen», «Feuchtgebiete» und «oft gestörte Plätze». Hierbei wird genauso vorgegangen wie im ersten Schritt unter Punkt b).

Ergebnisse

Die gefährdeten Arten sind in den weitaus meisten Fällen nur auf nährstoffarmen Standorten konkurrenzfähig *(Abbildung 6)*. Sie sind weit überwiegend besonders lichtbedürftig *(Abbildung 5)*. Im Temperaturgradienten steigt der Gefährdungsgrad mit den Wärmeansprüchen *(Abbildung 2)*. Arten extremer Standorte im Feuchtgradienten sind stärker gefährdet als solche mit mittleren Zeigerwerten *(Abbildung 3)*. Arten, deren Verbreitungsgebiet überwiegend ausserhalb von Mitteleuropa liegt, sind in der Bundesrepublik Deuschland naturgemäss stärker gefährdet als solche mit Zeigerwerten für subozeanische Verhältnisse, die kennzeichnend sind für west-mitteleuropäisches Klima *(Abbildung 1)*. Am wenigsten ausgeprägt scheinen die Unterschiede gefährdeter und nicht gefährdeter Arten im Verhalten gegenüber dem Säuregrad des Bodens *(Abbildung 4)*. Zwar konzentrieren sich auch hier die gefährdeten Arten an beiden Extremen der Skala. Besonders basische oder saure Standorte erweisen sich nach Auskunft der Zeigerwerte jedoch in der Regel gleichzeitig als auffällig stickstoffarm.

Interpretation

Die Verteilung der gefährdeten und der nicht gefährdeten Gefässpflanzenarten der Bundesrepublik Deutschland mit West-Berlin über die sechs untersuchten Gradienten als Ausdruck einer dynamischen Veränderung der betrachteten Ökofaktoren lässt folgende Zusammenhänge wahrscheinlich werden:

Schlüsselfaktor ist die Versorgung des Standortes mit Stickstoff. Bei mässigen und mittleren N-Zeigerwerten, das heisst bei ausreichender Stickstoffversorgung, sind die «Hungerkünstler» unter den Pflanzen nicht mehr konkurrenzfähig. Um auf besonders armen Standorten aushalten zu können, benötigen sie möglichst viel Licht, das heisst Energie. Geringfügig günstigere Stickstoffversorgung reicht bereits für manche stickstoffbedürftige Arten aus, um rascher und höher zu wachsen als die «Hungerkünstler», die damit in der Konkurrenz ums Licht unterliegen. Sobald die Pflanzendecke üppiger wachsen kann, wird offener Boden selten. Die eingestrahlte Energie wird be-

reits in der Krautschicht (im Blätterdach) abgefangen bzw. reflektiert. Der Boden kann nicht mehr so stark aufgeheizt werden, als wenn er stellenweise offen daläge. Im Raum zwischen Boden und Blattoberfläche bildet sich stattdessen ein Luftkissen, das durch Transpiration und im Schatten gemässigte Temperatur tagsüber wesentlich feuchter ist als über unbewachsenem Boden. So entsteht an ausreichend nährstoffreichen Standorten ein «kleines Waldklima» mit insgesamt kühleren Temperaturen und feuchterer Luft. Auch die Abstrahlung von Wärme bei Nacht oder im Winter wird durch eine intakte Pflanzendecke im Vergleich zu einem schütteren Pflanzenkleid wesentlich vermindert. Damit verschiebt sich das Standortklima jeweils in Richtung auf stärker ozeanisch getönte Verhältnisse. Oberflächliche Austrocknung des Bodens wird erschwert. Trockene Standorte werden damit seltener und Trockenheit ertragende Pflanzenarten aus Konkurrenzgründen stärker gefährdet.

Diese Interpretation ist stichhaltig, wenn erhöhter Stickstoffeintrag – eventuell in Kombination mit vermindertem N-Austrag – pro Flächen- und Zeiteinheit nachgewiesen werden kann.

Diskussion

Tatsächlich weisen die «Statistischen Jahrbücher über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten» des zuständigen Bundesministeriums eine erhebliche Steigerung des Düngungsaufwandes pro Jahr und Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland

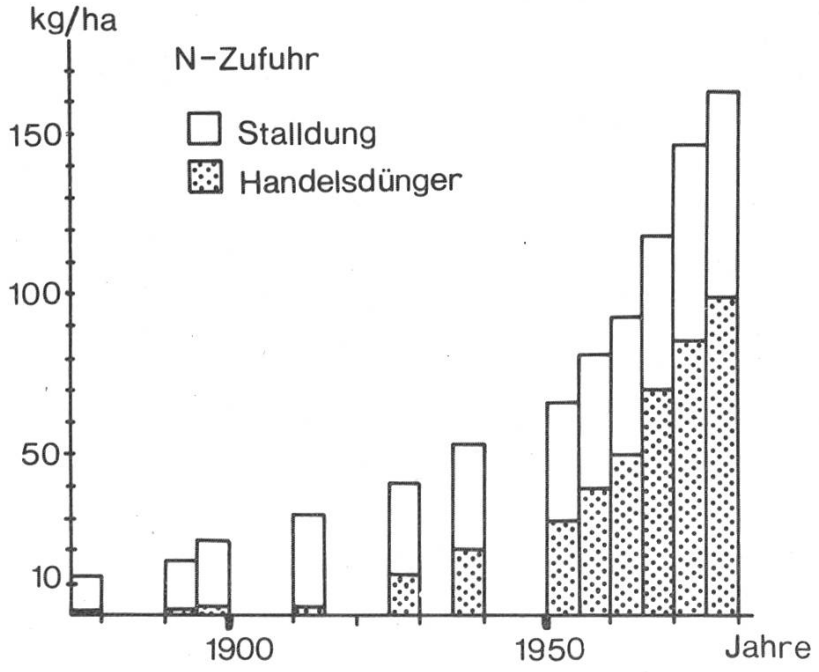


Abbildung 7. Zunahme des aktiven Stickstoff-Eintrags durch Düngung pro Jahr und Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche. Nach Angaben aus den Statistischen Jahrbüchern des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.

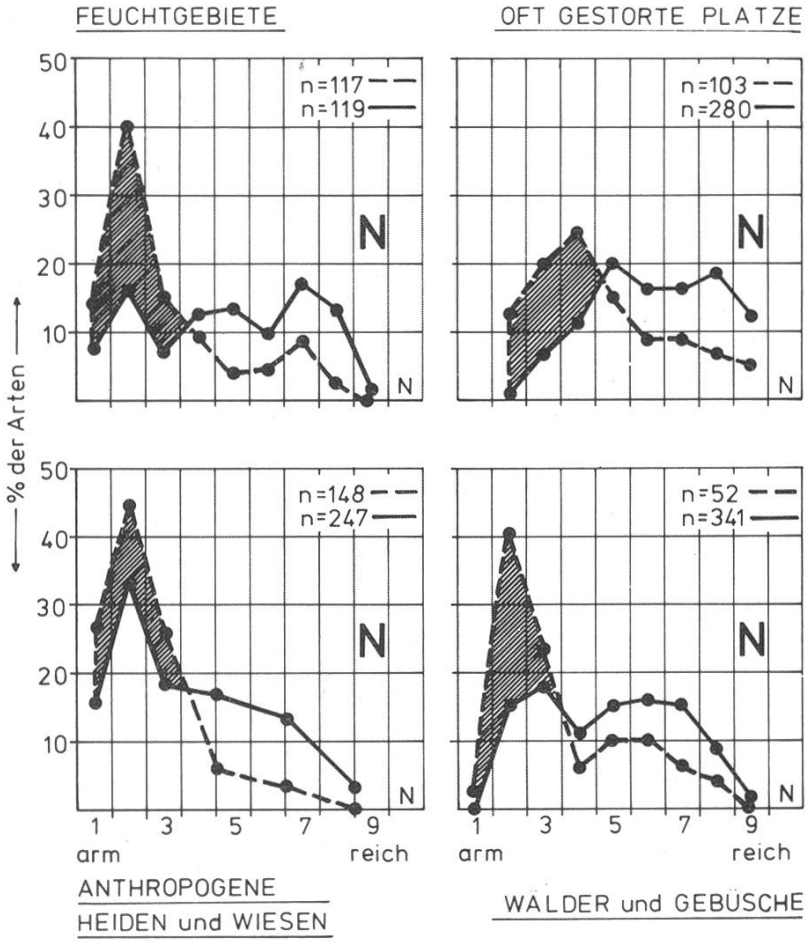


Abbildung 8. In allen Ökosystem-Typen konzentrieren sich die gefährdeten Arten (gestrichelt) auf stickstoffarmen bis -ärmsten Standorten. Auf extrem schlecht mit Stickstoff versorgten Böden fehlen Arten des Waldes weitgehend. Solche Standorte wären unter natürlichen Bedingungen Lebensraum für viele Arten, die unter dem Einfluss des Menschen auf «anthropozoogenen Heiden und Wiesen» gefördert worden sind. Auf «oft gestörten Plätzen» reicht die Nährstoffversorgung an ärmsten Standorten nicht mehr aus, um bei häufigen mechanischen Störungen noch ein Pflanzenleben zu ermöglichen. Arten der Feuchtgebiete verhalten sich insgesamt sehr ähnlich wie die der terrestrischen Standorte.

(BRD) aus *(Abbildung 7)*. Somit wäre die Verschiebung der Artenspektren in den Pflanzengemeinschaften der nicht bewaldeten Flächen, wie oben dargestellt, eine notwendige Folge der allgemeinen Intensivierung der Landnutzung. Diese Erkenntnis ist nicht neu. Sie zieht sich wie ein roter Faden durch die Naturschutzliteratur der vergangenen Jahrzehnte.

Wälder sind jedoch deutlich weniger als landwirtschaftlich genutzte Flächen aktiv gedüngt worden. Vielerorts erhielten sie überhaupt keine direkte Nährstoffzufuhr. In einer Betrachtung, die die Pflanzengesellschaften der Wälder und der waldfrei gehaltenen Flächen differenziert behandelt, müssten sich deshalb düngungsbedingte Unterschiede abzeichnen zwischen den Verteilungsbildern der gefährdeten und der nicht gefährdeten Pflanzenarten in den sechs Ökogradienten. Mit 66 von 584 bewerteten Arten entfallen auf Waldstandorte zwar nur gut 10 Prozent aller gefährdeten Taxa, aber doch genug für eine vergleichende statistische Betrachtung.

Mit den *Abbildungen 8 bis 13* werden die Ergebnisse der nach Ökosystem-Typen aufgeschlüsselten Analyse vorgelegt. Die Ökosystem-Typen gliedern sich in von Natur aus nicht bewaldete Ökosysteme, nämlich «Feuchtgebiete» (Süsswasser und Moor) und «oft gestörte Plätze», und in die potentiellen (anthropo-zoogene Heiden und Wiesen) bzw. tatsächlichen Waldstandorte (Laubwälder, Nadelwälder, waldnahe Staudenfluren und Gebüsche). Dargestellt wird die jeweilige Verteilung der gefährdeten bzw. der nicht gefährdeten Arten über die betrachteten Ökogradienten, entsprechend der Teildarstellung «b» in den *Abbildungen 1 bis 6).* Zu beachten ist, dass der grösste Teil der «oft gestörten Plätze» heute nicht natürlicher Dynamik unterliegt, sondern von Äckern, Ruderalstellen, Deponien, Abgrabungen usw. eingenommen wird. Solche Flächen gehören ebenfalls zu den potentiellen Waldstandorten.

Die «oft gestörten Plätze» und die «anthropo-zoogenen Heiden und Wiesen» unterliegen überwiegend den genannten landwirtschaftlichen Einflüssen. Feuchtgebiete können von Nährstoff-Austrag aus solchen landwirtschaftlich genutzten Flächen betroffen werden. Dies gilt jedoch für

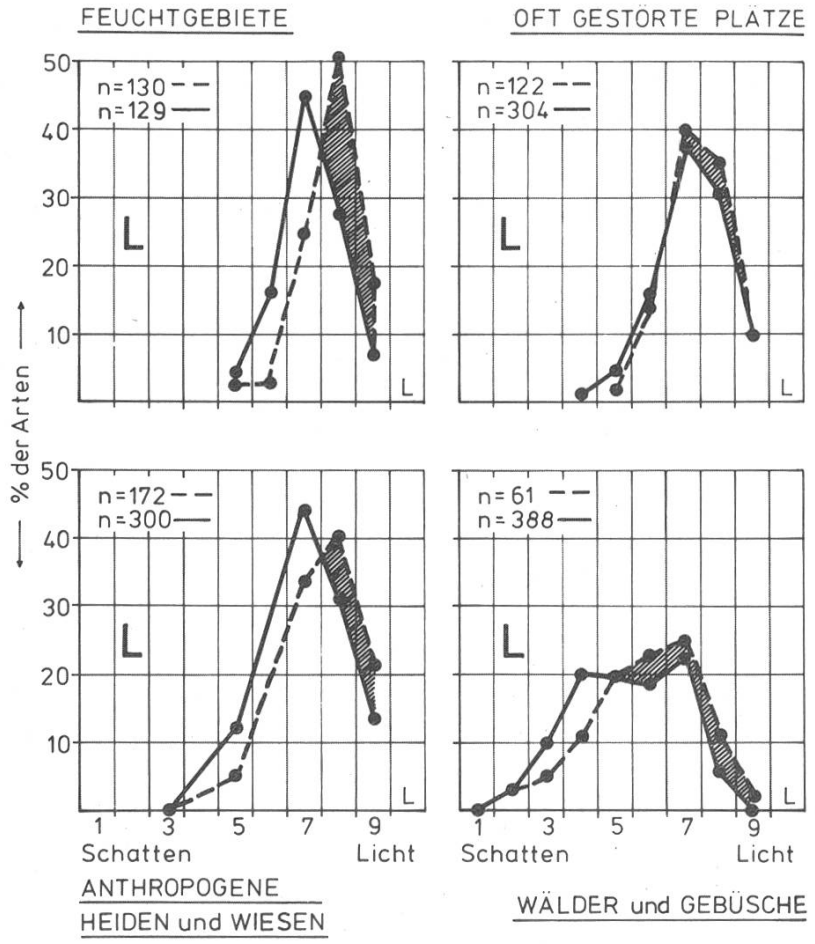


Abbildung 9. In allen Ökosystem-Typen sind die gefährdeten Arten (gestrichelt) insgesamt stärker lichtbedürftig als die nicht gefährdeten. Auf «oft gestörten Plätzen» sind diese Zusammenhänge aus naheliegenden Gründen nicht so deutlich wie auf Standorten mit kontinuierlicherem Pflanzenwuchs. Die meisten schattenertragenden Arten gibt es naturgemäss im Wald.

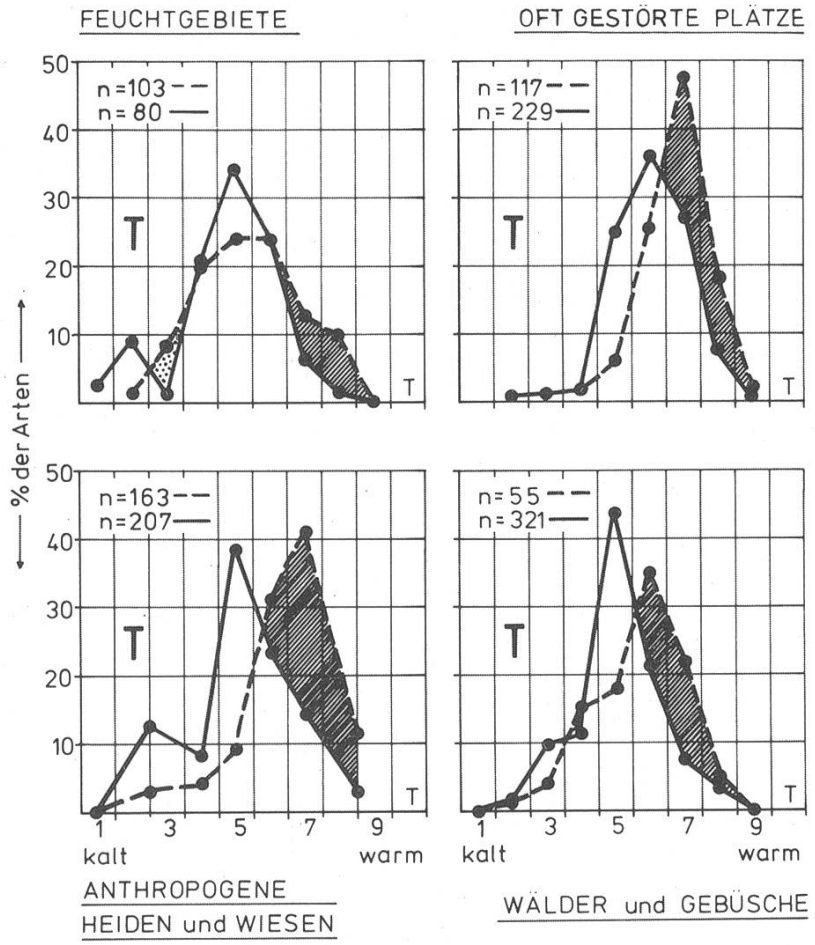


Abbildung 10. Wärmebedürftigere Arten sind in allen Ökosystem-Typen relativ stark gefährdet (gestrichelt). Besonders ausgeprägt gilt dies für die Arten der «Heiden und Wiesen» und die der «oft gestörten Plätze».

Wald-Ökosysteme buchstäblich nur am Rande. Insofern überrascht zunächst, dass sich die Artenspektren der Waldfläche so überaus ähnlich dem allgemeinen Trendverhalten, obwohl, statistisch gesehen, die relativ wenigen betroffenen Arten in einem übergeordneten Trend leicht hätten untergehen können.

Der Befund spricht somit dafür, dass auch im Walde im Laufe der letzten Jahrzehnte ein allgemeiner Eutrophierungs-Trend gewirkt hat. Es ist naheliegend, in diesem Zusammenhang an Immissionen aus der Luft zu denken, die durch die an Oberflächen reiche Struktur von Wäldern gar noch überproportional auf Waldgebiete konzentriert werden.

Nach Angaben des *Umweltbundesamtes* (1981) hatte die Stickstoff-Emission durch die verschiedenen industriellen Prozesse und Verbrennungsprozesse in der Bundesrepublik Deutschland 1978 bereits drei Millionen Tonnen (berechnet als NO_2) erreicht. Die Tendenz war bis dahin und ist bis heute steigend. Bezogen auf die Fläche der Bundesrepublik lässt sich somit als grober Schätzwert eine Stickstoff-Emission von 40 kg pro Jahr und Hektar (als N) für 1984 annehmen. Eine Imission in ähnlicher Grössenordnung ist zu unterstellen. Gesteuert durch Geomorphologie und Klima

wird diese Immission in Trauf-Lagen noch verstärkt. Gemessen wurden bisher – jeweils in emittentenferner Lage – ein jährlicher Stickstoffeintrag von zwischen 20 und 30 kg pro Hektar (zum Beispiel *Ulrich* 1982). – Ein Vergleich mit dem Ackerbau, wo zum Ersatz der Stickstoffverluste durch Ernte und Nitratauswaschung mit 120 bis 200 kg N pro Jahr und Hektar gearbeitet wird, um nachhaltig hohe Erträge zu erzielen, macht deutlich, dass der Stickstoffeintrag durch Immissionen keine vernachlässigbare Grösse darstellt. Spätestens im Laufe von fünf bis zehn Jahren wird heute in Mitteleuropa jeder Quadratmeter Boden unbeabsichtigt aus der Luft mit Stickstoffmengen versorgt, die einer landwirtschaftlichen Volldüngung entsprechen. – Der Stickstoffaustrag ist dagegen sowohl in Wäldern – durch Holzernte und Auswaschung – als auch in extensiv oder nicht genutzten Flächen – Magerrasen, Heiden, Moore, die meisten Naturschutzgebiete – gering bis

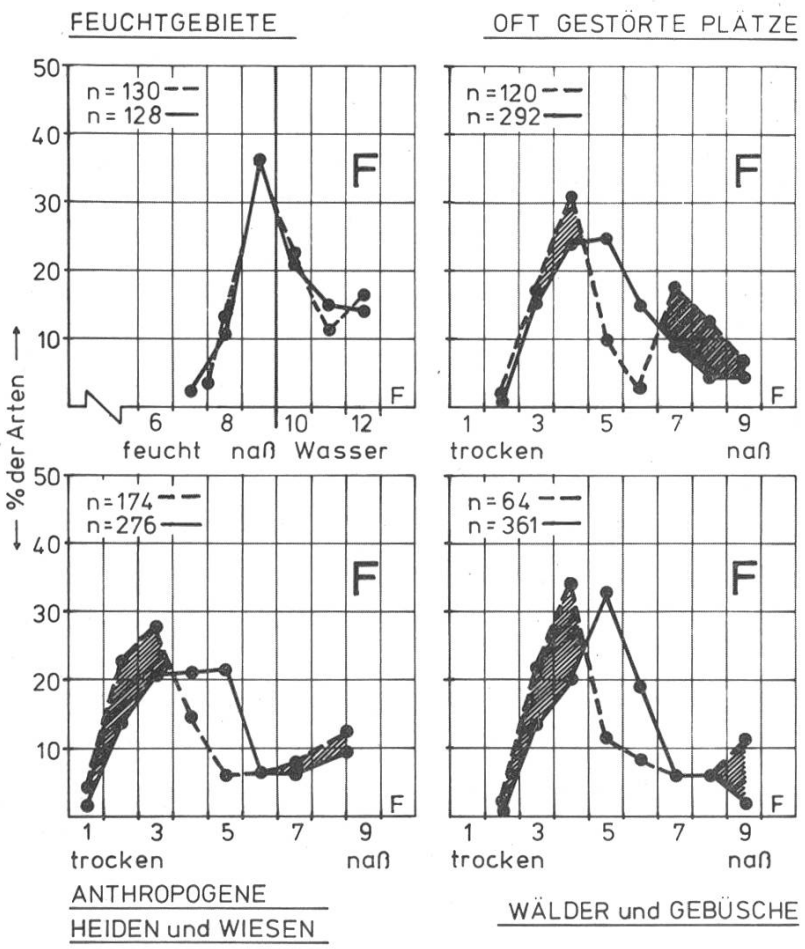


Abbildung 11. Auf Waldstandorten und in den «Heiden und Wiesen» konzentrieren sich die gefährdeten Arten (gestrichelt) auf die ausgeprägt trockeneren Standorte. Die Gefährdung von Arten im nassen Bereich, die besonders auf «oft gestörten Plätzen» deutlich wird, ist wohl vor allem auf aktive Drainage zurückzuführen. Bei Wasserpflanzen darf der Wasserfaktor definitionsgemäss keine Rolle spielen. Die Tatsache, dass sich gefährdete und nicht gefährdete Feuchtgebiets-Arten im Verhalten gegenüber dem Feuchtegradienten nicht unterscheiden, ist ein gutes Argument für die Stichhaltigkeit der Zeigerwerte und die der hier vorgelegten Ergebnisse.

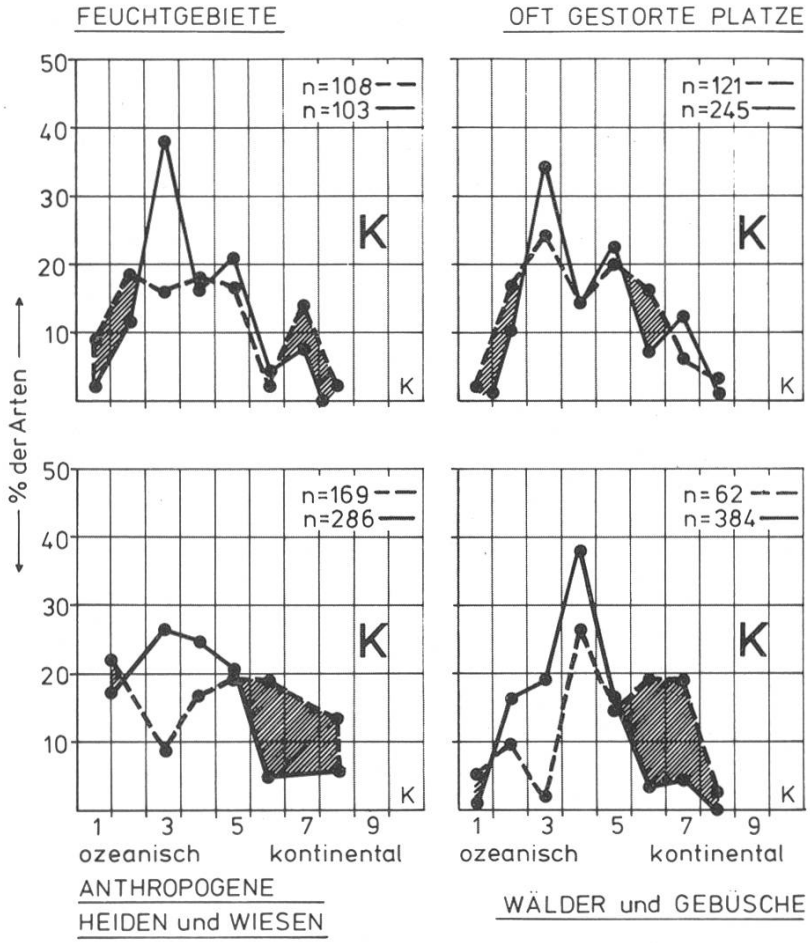


Abbildung 12. Im Kontinentalitäts-Gefälle verhalten sich gefährdete (gestrichelt) und nicht gefährdete Arten der «Wälder» und der «anthropo-zoogenen Heiden und Wiesen» nahezu identisch. Weniger ausgeprägt sind die Unterschiede zwischen gefährdeten und nicht gefährdeten Arten auf den aus natürlichen Gründen kleinklimatisch stärker kontinental getönten Standorten der «Feuchtgebiete» und der «oft gestörten Plätze».

unbedeutend. Somit wird der einheitliche Trend in der Veränderung des Spektrums einheimischer Pflanzenarten plausibel und verständlich.

Eine Bewertung dieser Erkenntnis muss aus vielfältigen Gesichtspunkten erfolgen. – Aus der Sicht des Land- oder Forstwirts könnte in Zukunft aktive Düngung zurückhaltender bzw. gezielter betrieben werden. Jäger müssen mit erheblich höheren Wilddichten rechnen, weil die Nahrungsbasis des Schalenwildes durch bessere Nährstoffversorgung, durch verminderte Wurzelkonkurrenz der Waldbäume und – schon bei geringem Schädigungsgrad der Bäume wegen anderer Immissionskomponenten – durch mehr Licht in der Krautschicht quantitativ zugenommen hat (Ellenberg jun. 1984). Naturschützer – unter deren Augen sich die mühsam bewahrten, artenreichen Schutzgebiete in Trivialflächen verwandeln – sollten vermehrt nach Möglichkeiten suchen, wie sie Nährstoffe aktiv, aber schonend aus den betroffenen Schutzgebieten wieder austragen können (Ellenberg jun. 1983), oder/und in der Öffentlichkeit auf die Zusammenhänge zwischen Immission und Artenreichtum hinweisen. Mycorrhiza-Spezialisten erkennen das durch

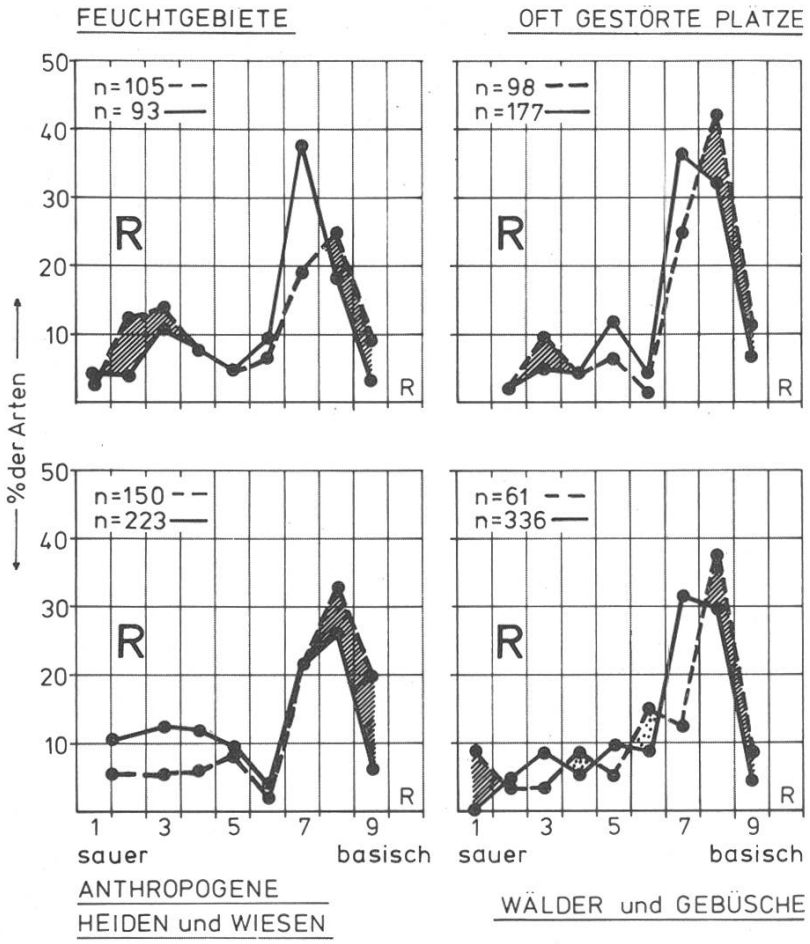


Abbildung 13. Am wenigsten deutlich sind die Unterschiede in der Verteilung der gefährdeten (gestrichelt) und der nicht gefährdeten Arten über den Zeigerwertgradienten für den Säuregrad des Bodens. Dies gilt besonders für die Arten der «Wälder und Gebüsche». – Ich werte dieses Ergebnis als zusätzlichen Hinweis dafür, dass Säure-Einwirkungen – für sich allein genommen – im Wirkungsgefüge der biotischen und abiotischen Faktoren mitteleuropäischer Ökosysteme weniger Folgen haben, als im Zuge der Diskussion um die neuartigen Waldschäden bisher unterstellt wird.

Stickstoffeintrag katastrophal verschobene Konkurrenzgleichgewicht zwischen Waldbäumen und Bodenpilzen und machen auf die bereits länger bestehende besondere Gefährdung der ebenfalls mycorrhiza-abhängigen Orchideenarten und Ericaceen-Heiden aufmerksam (Meyer 1984). Auch aus der Sicht des Klimatologen, des Wasserwirtschafters, des Erholungsuchenden usw. ergeben sich vielfältige und tiefgreifende Konsequenzen.

Folgerungen

Stickstoff als Standortfaktor, bis in die fünfziger Jahre meist ein Mangelfaktor, der flächenweise durch Düngung aufwendig kompensiert wurde, führt heute im Überfluss zur Gefährdung und zum Zusammenbruch von Ökosystemen. Die Situation wird somit im terrestrischen Bereich vergleich-

bar mit dem «Umkippen» der Gewässer, das bereits vor einigen Jahrzehnten einsetzte. Die Folgen der Eutrophierung für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Naturgüter – und damit auch aus ökonomischer und soziologischer Sicht – bedürfen dringend einer vertieften Analyse. «Rote Listen» konnten lediglich das Ausmass, die Allgegenwärtigkeit der Veränderungen erkennbar machen. – Stickstoffhaltige Immissionen sind jedoch nur ein – wenn auch wesentlicher – Aspekt in der Immissionsproblematik als Ganzes. Säuren, metallische und organische Schadstoffe sowie Radionuklide erweitern dieses Spektrum. Aus der Verteilung der gefährdeten und der nicht gefährdeten Arten über den Gradienten des Säuregrads der Bodenreaktion *(Abbildung 13:* «R») wird jedoch erkennbar, dass Säure-Eintrag, für sich allein genommen, einen geringen Einfluss auf das Artengefüge mitteleuropäischer Waldökosysteme zu haben scheint als man – angesichts der Diskussion um die Ursachen der neuartigen Waldschäden – anzunehmen geneigt ist. Möglicherweise ist andererseits die «Rote Liste» der Gefässpflanzenarten nicht aktuell genug, um die durch die neuartigen Waldschäden dramatisch dokumentierte Dynamik hinreichend zu berücksichtigen?

Es wird unumgänglich, ökosystemorientierte Impaktstudien auf hinreichend grossen Dauerprobeflächen in überschaubaren und durch Messung belegten Immissionsgradienten aufzunehmen. In solchen Gradienten lassen sich Gefährdung und Gefährdungs-Ursachen von Arten auf Populations-Niveau erfassen und in laufend aktualisierten «Roten Listen» dokumentieren. Auf der Basis einer solchen Eichung eröffnen die Beobachtung von Bioindikatoren und die Messung von Veränderungen an Biomonitoren vielfältige Möglichkeiten für extensive und doch exakte Überwachung von vielen weiteren Landschaftsausschnitten.

Dank: Für kritische Anmerkungen zum Manuskript danke ich meinem Vater, Prof. Dr. Heinz Ellenberg, und meinen Kollegen Dr. L. Fähser und Prof. Dr. H. Ollmann.

Résumé

Transformations de la flore médio-européenne sous l'influence des engrais et des émanations nocives.

L'Europe centrale est une contrée forestière que l'homme a modelée en un paysage que nous connaissons aujourd'hui: ce paysage est le résultat de l'élevage du bétail, de la culture des champs et du développement de la construction, des agglomérations, de l'industrie et de la circulation. Quels sont les facteurs écologiques qui ont changé au cours des dernières décennies? Où et dans quelle mesure ont-ils subi des transformations? Quelles en sont les conséquences pour les végétaux sauvages qui ne

sont pas soumis à une exploitation directe ainsi que pour les animaux qui dépendent de cette végétation?

Les «listes rouges» énumèrent des espèces qui, lors de changements drastiques de leur environnement, ne sont plus ou presque concurrentielles; elles contiennent aussi des espèces dont la population est en danger: elle peut être en voie de disparition ou avoir déjà disparue. Une comparaison entre le comportement écologique de la totalité des espèces menacées et celui des espèces non menacées permet de trouver des réponses aux questions posées. Cette comparaison a été effectuée pour les plantes vasculaires de la RFA et de Berlin Ouest (*Sukopp et al* 1978) à l'aide des valeurs indicatrices de ces espèces (*Ellenberg* sen. 1979, 1983).

Selon cette analyse, c'est l'approvisionnement azoté qui s'est le plus transformé dans l'environnement. Comme la majorité des espèces végétales indigènes ne sont concurrentielles qu'en cas de carence azotée, cette transformation touche vraiment de nombreuses espèces. Les autres changements peuvent être considérés comme une conséquence des variations de l'azote: des plantes à croissance rapide dépassent et éliminent des espèces plus exigentes en lumière, elles recouvrent alors localement le sol dénudé lors de carences nutritives en absorbant le rayonnement directe. Les stations jusque là chaudes, sèches et présentant une tendance continentale deviennent alors plus fraîches, plus humides et plus océaniques. — Ces changements apparaissent sur toutes les stations avec une tendance similaire, même dans les réserves naturelles ou les écosystèmes forestiers qui ne sont pourtant pas activement amendés.

Avec un apport azoté de l'air, qui, en RFA, atteint depuis des années environ 40 kg par année et par hectare — ce qui représente un tiers à un cinquième d'une fumure totale en agriculture —, on comprend mieux cette dernière remarque. — Finalement, c'est le comportement vis-à-vis du degré d'acidité du sol qui différencie le moins les «listes rouges» et les espèces non menacées. Les conséquences de l'augmentation de l'acidité du sol suite à des émanations nocives semblent ainsi nettement moins graves que ce qui est généralement admis par les médias dans les discussions actuelles sur le dépérissement des forêts.

Traduction. *R. Beer*

Literatur

Bauer, S., Thielcke, G., 1982: Gefährdete Brutvogelarten in der Bundesrepublik Deutschland und im Land Berlin: Bestandesentwicklung, Gefährdungsursachen und Schutzmassnahmen. Die Vogelwarte (Radolfzell), 31.

Ellenberg, H., sen., 1979: Zeigerwerte der Gefässpflanzen Mitteleuropas. 2. Aufl., Verlag E. Golze, Göttingen, 122 S.

Ellenberg, H., sen., 1983: Zeigerwerte von 236 Gefässpflanzen der «Roten Liste» der Bundesrepublik Deutschland und West-Berlins. Manuskript.

Ellenberg, H., jun., 1983: Gefährdung wildlebender Pflanzenarten in der Bundesrepublik Deutschland. Versuch einer ökologischen Betrachtung. Forstarchiv (Hannover) *54*, 4, 127—133.

Ellenberg, H., jun., 1984: Rehwild und Umwelt. Bayerische Staatsforstverwaltung: Fortbildung «Rehwildbewirtschaftung». Schönbrunn, 9.—11. 4. 1984. (München) Im Druck.

Häupler, H., 1984: Rasteratlas der Gefässpflanzenarten der Bundesrepublik Deutschland. — Im Druck.

Korneck, D., W. Lohmeyer, H. Sukopp, W. Trautmann, 1983: Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen. In: *Blab, Nomak, Trautmann* (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Kilda Verlag, Greven. 3. Aufl.

Meusel, H., Jäger, E., Weinert, E., 1965: Vergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora. G. Fischer Verlag, Jena. 2. Bde.

Meyer, F. H., 1984: Mycologische Beobachtungen zum Baumsterben. Allg. Forstzeitschrift, München, *39,* 9/19, 212–228.

Oberdorfer, E., 1983: Pflanzensoziologische Exkursionsflora. Verlag E. Ulmer, Stuttgart. 5. Aufl.

Sukopp, H., Trautmann, W., Korneck, D., 1978: Auswertungen der Roten Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen in der Bundesrepublik Deutschland für den Arten- und Biotopschutz. Schriftenreihe für Vegetationskunde. Bonn–Bad Godesberg, H. 12.

Ulrich, B., 1982: Gefahren für das Waldökosystem durch saure Niederschläge. Mittlg. Landesanstalt für Ökologie usw., Nordrh.-Westf., Sonderheft.

Umweltbundesamt (Hrsg.), 1981: Luftreinhaltung '81. Entwicklung – Stand – Tendenzen. Verlag Erich Schmidt, Berlin.

Nachtrag des Autors zu seinen Ausführungen auf Seite 34:

Beim Status-Seminar «Waldschäden durch Luftverunreinigungen», Göttingen, 1.–5. Oktober 1984, Forschungsprojekte, die von der KFA-Jülich koordiniert werden, wurde von bisher maximalen N-Einträgen pro Jahr und Hektar in Höhe von 68 kg berichtet. Ort: Niederrhein, nahe der Grenze nach Holland. Die jüngsten gemessenen N-Einträge im Solling liegen oberhalb von 40 kg N pro Jahr und Hektar.