

Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 22, 57-65. Hannover 2010

Aktuelle Vegetationsveränderungen in Wäldern – Welche Rolle spielt der Klimawandel?

- Martin Diekmann, Bremen -

Abstract

The aim of this study was to examine the effects of climate change on the temporal dynamics of forest vascular plants. I used three data sets, each of them containing information on the past and present frequency of species: two floristic atlases with presence-absence data in grid squares from the 'Elbe-Weser region' in Germany (1935 / 2004) and from the Swedish province of Scania (1938 / 1996), and a permanent plot study conducted in deciduous forests on the island of Öland, S Sweden (1987 / 2003). With few exceptions only herbaceous taxa were considered for statistical analysis. The causal interpretation was carried out by means of Ellenberg indicator values.

Whereas the changes in the frequency of species in the permanent plots on Öland were largely unrelated to climatic and edaphic variables, clearer trends were observed in the regional floras of N Germany and S Sweden. Here, species frequency increased with increasing indicator scores for temperature and nitrogen. In general, species with a positive trend tended to be both temperature- and nutrient-demanding, while those with a negative trend tended to be tolerant of both low temperature and nutrient availability. It was not possible to clearly distinguish between these two effects. When looking at single species, the results corresponded to previous observations made in Central and northern Europe, especially with regard to the pronounced increase in evergreen species such as *Hedera helix* und *Ilex aquifolium*.

Zusammenfassung

Ziel der Untersuchung war es, anhand von Waldgefäßpflanzen exemplarisch zu analysieren, inwieweit sich die derzeit beobachteten Klimaveränderungen in generellen regionalen Veränderungen der Flora und Vegetation widerspiegeln. Hierzu wurden drei Datensätze ausgewertet, die jeweils Angaben zur früheren und heutigen Verbreitung und Frequenz von Arten enthielten: zwei floristische Kartierungen mit Daten zum Vorkommen der Arten in einer großen Zahl von Rasterfeldern aus dem Elbe-Weser-Gebiet in Deutschland (1935 / 2004) und in Süd-Schweden (1938 / 1996) sowie eine Dauerflächenuntersuchung aus Laubwäldern von der Insel Öland, Schweden (1987 / 2003). Die Analyse beschränkte sich mit wenigen Ausnahmen auf die vorwiegend an den Wald gebundenen krautigen Arten. Eine kausale Auswertung der Langzeitdaten erfolgte mit Hilfe der Zeigerwerte nach Ellenberg.

Während die Frequenzveränderungen der Arten in den Dauerflächen auf Öland keine eindeutigen Beziehungen zu klimatischen oder edaphischen Variablen zeigten, gab es übereinstimmende Ergebnisse in den beiden Floren-Datensätzen, indem die Veränderungen in der Häufigkeit der Arten positiv sowohl mit den Temperatur-Zeigerwerten als auch mit den Stickstoff-Zeigerwerten korreliert waren. Die deutlichsten Trends zeigten die Arten, die gleichzeitig wärme- und nährstoffbedürftig (positiv) bzw. gleichzeitig an niedrige Temperaturen und Nährstoffverfügbarkeit (negativ) angepasst sind; diese beiden Effekte ließen sich in der Inter-

pretation nicht eindeutig voneinander trennen. Bei Betrachtung einzelner Arten ergab sich - in Übereinstimmung mit der Literatur aus dem mittel- und nordeuropäischen Raum - eine auffällige Zunahme einiger immergrüner Sippen (*Hedera helix* und *Ilex aquifolium*).

1. Einleitung

Mit dem global prognostizierten Klimawandel (CLIMATE CHANGE 2007) sind auch für Mittel- und Nordeuropa Temperaturerhöhungen zu erwarten, die langfristig Veränderungen in der Flora und Vegetation nach sich ziehen werden. Eine generelle Vorhersage ist, dass sich die Biome in ihrer Verbreitung, den Temperaturveränderungen folgend, nach Norden verschieben werden (WOODWARD et al. 2004) und dass auch die Areale vieler Pflanzen- und Tierarten in diese Richtung „mitwandern“ werden (SYKES et al. 1996). Die klimatischen und ökologischen Vorhersagen werden bereits durch vielerlei Beobachtungen gestützt (e. g., HUGHES 2000, WALTHER et al. 2002), für Pflanzen zum Beispiel im Hinblick auf eine veränderte Phänologie (MENZEL et al. 2001) oder Verschiebungen der Verbreitungsgebiete bestimmter Arten (WALTHER et al. 2005). Auch Veränderungen in den Artengemeinschaften sind inzwischen gut dokumentiert (WALTHER et al. 2001).

Eine bisher kaum beantwortete Frage lautet, inwieweit sich die klimatischen Veränderungen im Sinne einer Temperaturerhöhung bereits auch in generellen regionalen Veränderungen der Flora und Vegetation bemerkbar machen. Eine der wenigen umfassenden Untersuchungen aus dem nördlichen Mitteleuropa stammt aus den Niederlanden, wo TAMIS et al. (2005) einen nationalen Florenatlas auf einer Rasterfeldgröße von etwa 1 km² im Hinblick auf Frequenzveränderungen der Arten ausgewertet haben. Zwischen 1975-84 und 1985-99 ergaben sich dabei erhebliche Verschiebungen hin zu einer starken Zunahme thermophiler und nitrophiler Arten. In ihrer Auswertung machen die Verfasser auf zwei Probleme aufmerksam, welche die Interpretation der Daten im Sinne eines Klimawandeleffektes erschweren: zum einen kann die Zunahme von Wärmezeigern auch auf eine zunehmende Urbanisierung (städtische Bereiche sind wärmer als das Stadtumland) zurückzuführen sein, zum anderen überlagern sich die Effekte zunehmender Temperaturen und Eutrophierung gerade in vom Menschen stärker beeinflussten Biotypen, z. B. Ruderalgesellschaften.

Vor diesem Hintergrund bieten sich naturnahe und weniger von Management geprägte Pflanzengemeinschaften für Untersuchungen Klimawandel-bedingter Veränderungen an, insbesondere Wälder. Während aus dem südlichen Mitteleuropa deutliche Vegetationsveränderungen belegt sind, etwa durch die Zunahme immergrüner, laurophyller Gehölze in Wäldern (KLÖTZLI et al. 1996, WALTHER et al. 2001), gibt es aus nördlicheren Gebieten für Waldlebensräume bisher nur wenige ‚Klimasignale‘. DIERSCHKE (2005) beschreibt die Zunahme von *Hedera helix* in Laubwäldern, sowohl durch eine starke vegetative Ausbreitung am Boden als auch durch die zunehmende Entwicklung von Kletter- und Baumformen. Generell liegen aus dem nördlichen Mitteleuropa aber kaum floristische oder vegetationsökologische Untersuchungen zur Klimawandel-Effekten in Wäldern vor. Es gibt zwar eine große Zahl von Veröffentlichungen zur Vegetationsdynamik in Wäldern (z. B. DIEKMANN & DUPRÈ 1997, DIEKMANN et al. 1999, VON OHEIMB 2003, DIERSCHKE 2009), diese befassen sich jedoch meist mit den Auswirkungen von Versauerung, Eutrophierung, forstlicher Nutzung und Wildverbiss. In dieser Untersuchung soll die Dynamik von Waldpflanzen auf lokaler und regionaler Ebene spezifisch im Hinblick auf eine mögliche Zunahme thermophiler Sippen bzw. eine Abnahme nördlicher Arten hin ausgewertet werden.

2. Material und Methoden

Im Mittelpunkt dieser Analyse stehen zwei Datensätze, der „Atlas der Farn- und Blütenpflanzen des Weser-Elbe-Gebietes“ in Deutschland (CORDES et al. 2006) und vegetationsökologische Dauerflächenuntersuchungen von der Insel Öland, Schweden (DIEKMANN 1988, BÖCKMANN 2004). Mit der Untersuchung von TYLER & OLSSON (1997) stand ein dritter Literatur-Datensatz zur Verfügung.

Der Florenatlas von CORDES et al. (2006) umfasst 1109 Rasterfelder (Messtischblatt-Viertelquadranten) mit einer Fläche von jeweils etwa 2,8 x 2,8 km, in denen zwischen 1983 und 2004 die wild wachsenden Farn- und Blütenpflanzen mit oft hoher Bearbeitungsintensität kartiert wurden. Der Atlas gibt nicht nur die aktuelle Verbreitung aller Sippen auf regionaler Ebene wieder, sondern vermerkt auch deren Entwicklungstendenz im Bezugszeitraum zwischen etwa 1935 und 2004. Unterschieden werden die drei Kategorien 0 – keine sichere Zu- oder Abnahme bzw. Tendenz, 1 – Zunahme / Ausbreitung, und -1 – Abnahme / Rückgang.

Der zweite Datensatz basiert auf Vegetationsaufnahmen in Laubwäldern auf der süd-schwedischen Insel Öland, die nach der Braun-Blanquet-Methode im Jahr 1987 durchgeführt wurden (DIEKMANN 1988). In 85 dieser Flächen wurden die Aufnahmen im Jahr 2003 wiederholt, wobei offensichtlich von stärkerem Management beeinflusste Wälder nicht bearbeitet wurden. Nicht in allen Fällen konnten die Flächen exakt re-lokalisiert werden, so dass es sich nicht in allen Fällen um Dauerflächen im engeren Sinne, sondern eher um *semi-permanent plots* handelt. Da die Deckungsgrade der Arten von unterschiedlichen Personen geschätzt wurden, erfolgte die Abschätzung der Frequenzveränderungen auf *presence-absence*-Basis, indem für jede Art die zeitliche Veränderung durch die Differenz zwischen der Anzahl der Vorkommen 2003 – der Anzahl der Vorkommen 1987 ausgedrückt wurde.

Der ergänzende dritte Datensatz umfasst wie der aus dem Elbe-Weser-Gebiet regionale Daten und vergleicht die Frequenz von Gefäßpflanzenarten über den Zeitraum von 1938 bis 1996 in 124 Rasterfeldern von 6,25 km² Größe in der südlichsten Provinz Schwedens, Schonen. Für etwa 400 in die Auswertung einbezogene Arten wurden die Frequenzveränderungen auf folgender Ordinalskala erfasst: 0 - Veränderung < 16%, 1 - 16-30%, 2 - 31-45%, 3 - 46-60%, 4 - 61-75%, 5 - >75%.

Die statistische Auswertung der kausalen Beziehung zwischen den zeitlichen Veränderungen der Arthäufigkeiten und möglichen Umweltfaktoren wurde mit Hilfe der Zeigerwerte nach ELLENBERG (1992) vorgenommen. In die statistische Analyse gingen nur krautige Arten (mit Ausnahme von *Hedera helix* und *Ilex aquifolium*) ein, die in der Waldgefäßpflanzenliste Deutschlands für das Tiefland den Gruppen K 1.1 (vorwiegend im geschlossenen Wald) und K 1.2 (vorwiegend an Waldrändern und auf Waldverlichtungen) zugeordnet sind (SCHMIDT et al. 2003). Berücksichtigung fanden die drei klimatischen Indikatorzahlen für Licht (L), Temperatur (T) und Kontinentalität (K) sowie die drei edaphischen Zahlen für Feuchtigkeit (F), Reaktion (pH, R) und Stickstoff (Nährstoffe, N). Die Frequenzveränderungen wurden zunächst mit einfachen linearen Regressionen analysiert, anschließend mit schrittweisen multiplen linearen Regressionen, in die nur die Arten eingingen, die Zeigerwerte für alle sechs Umweltfaktoren besaßen.

3. Ergebnisse

3.1 Florenveränderungen im Überblick

Für die Gesamtheit der weitgehend an den Wald gebundenen krautigen Arten ergaben sich im Hinblick auf ihre Frequenzveränderungen in den Rasterfeld-Daten des Elbe-Weser-Gebiets für zwei der untersuchten Umweltfaktoren signifikante Beziehungen: Arten mit höheren Zeigerwerten für T und N nahmen generell zu. Eine marginal signifikante Abnahme zeigten

Tab. 1. Zeitliche Frequenzveränderungen von Waldarten in Abhängigkeit von ihren klimatischen und edaphischen Ansprüchen (ausgedrückt als Zeigerwerte nach ELLENBERG 1992) in (a) 1109 Rasterfeldern im Elbe-Weser-Gebiet, (b) 87 Vegetationsaufnahmen in Laubwäldern auf der Insel Öland, Schweden, und (c) 124 Rasterfeldern in Schonen, Schweden. Berücksichtigt wurden alle weitgehend an den Wald gebundenen krautigen Arten der Gruppen K 1.1 & K 1.2 (links) und als Teilgruppe die vorwiegend im geschlossenen Wald vorkommenden Sippen (nur K 1.1, rechts). Für die Regressionen sind jeweils R^2_{adj} (das Vorzeichen gibt die Richtung der Beziehung wieder), P -Wert und die Anzahl der in die Berechnung eingehenden Arten (N) angegeben. Signifikante Beziehungen sind fett markiert.

(a) Elbe-Weser-Gebiet

Zeigerwert	K 1.1 & K 1.2 Arten			K 1.1 Arten		
	R^2_{adj}	P	N	R^2_{adj}	P	N
Licht	-0.017	0.090	113	0	0.536	91
Temperatur	+0.144	<0.001	76	+0.157	0.001	60
Kontinentalität	0	0.565	112	0	0.554	92
Feuchtigkeit	-0.002	0.263	112	0	0.504	90
Reaktion	0	0.907	101	+0.008	0.196	85
Stickstoff	+0.065	0.004	109	+0.028	0.064	88

(b) Öland

Zeigerwert	K 1.1 & K 1.2 Arten			K 1.1 Arten		
	R^2_{adj}	P	N	R^2_{adj}	P	N
Licht	-0.014	0.198	52	-0.037	0.111	44
Temperatur	0	0.641	32	0	0.973	26
Kontinentalität	0	0.786	50	0	0.812	44
Feuchtigkeit	0	0.779	50	0	0.857	42
Reaktion	-0.028	0.132	47	-0.022	0.175	41
Stickstoff	0	0.666	48	-0.009	0.253	41

(c) Schonen

Zeigerwert	K 1.1 & K 1.2 Arten			K 1.1 Arten		
	R^2_{adj}	P	N	R^2_{adj}	P	N
Licht	+0.029	0.043	106	0	0.553	88
Temperatur	+0.058	0.024	71	+0.091	0.014	56
Kontinentalität	-0.013	0.127	104	+0.006	0.221	87
Feuchtigkeit	0	0.550	104	0	0.673	86
Reaktion	0	0.905	92	0	0.524	79
Stickstoff	+0.102	0.001	100	+0.044	0.032	83

Arten mit höheren L-Werten. Bei Berücksichtigung nur der vorwiegend im geschlossenen Wald vorkommenden Sippen zeigte sich für T ein identisches Resultat, während die Beziehungen zwischen den Frequenzveränderungen und N bzw. L nur noch marginal oder nicht mehr signifikant waren. Eine multiple lineare Regression mit allen sechs Zeigerwerten resultierte in Modellen, in denen nur T als signifikant verblieb ($R^2_{adj} = 0.117$, $P=0.003$, $N=67$ für die Gruppen K 1.1 & K 1.2, und $R^2_{adj} = 0.139$, $P=0.003$, $N=54$ für K 1.1).

Die im Durchschnitt höheren T-Zeigerwerte der in ihrer Frequenz zunehmenden Arten

spiegeln sich auch in Abb. 1 (oberes Bild) wider. Allerdings zeigt sich auch, dass die positive Beziehung zwischen Häufigkeits-Veränderung und T mit einer gleichgerichteten Beziehung zwischen Trend und N-Zeigerwerten einhergeht, d. h, die einen positiven Trend aufweisenden wärmebedürftigen Arten sind auch relativ nährstoffbedürftig.

Der Vergleich der Vegetationsaufnahmen in den Laubwäldern auf der Insel Öland ergab keine signifikanten Beziehungen zwischen den Frequenzveränderungen der Arten und irgendeinem der Zeigerwerte. Auch eine multiple Regression resultierte für die Gesamtheit der an den Wald gebundenen Arten in keiner deutlichen Beziehung, während die Häufigkeit der K 1.1 Arten mit zunehmender Lichtzahl signifikant abnahm ($R^2_{adj} = 0.182, P=0.021, N=24$).

Für die Florenkartierung in den Rasterfeldern in der Provinz Schonen in Südschweden zeigten sich ähnliche Veränderungen wie im Elbe-Weser-Gebiet: sowohl für die Gruppe K 1.1 als auch für K 1.1 & K 1.2 nahmen Arten mit höheren T- und N-Zeigerwerten zu bzw. Arten mit niedrigeren Werten entsprechend ab. Für die Gesamtheit der an den Wald gebundenen Arten ergab sich auch eine Zunahme lichtbedürftigerer Sippen, für die K 1.1 Arten war hier hingegen kein Trend zu erkennen. Die Ergebnisse der einfachen Modelle wurden durch die multiplen Regressionen weitgehend bestätigt: für alle Waldarten waren die Häufigkeitsveränderungen positiv mit den Zeigerwerten für N und L korreliert ($R^2_{adj} = 0.154, P=0.006$ für L und $P=0.016$ für N, $N=62$), für die Gruppe K 1.1 zeigten nur die T-Zeigerwerte eine positive Beziehung zu den Frequenzveränderungen ($R^2_{adj} = 0.079, P=0.027, N=50$).

Wie schon für das Elbe-Weser-Gebiet wurde die positive Beziehung zwischen Frequenzveränderung und T-Werten von einer ähnlich gerichteten Beziehung zwischen dem regionalen Trend und den N-Werten überlagert (Abb. 1, unteres Bild).

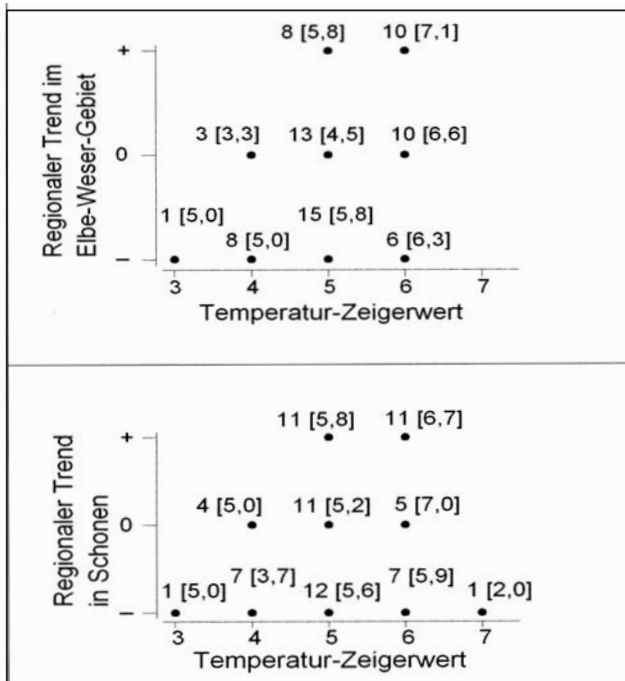


Abb. 1. Beziehung zwischen den zeitlichen Frequenzveränderungen krautiger Waldarten und deren Temperatur-Zeigerwerten im Elbe-Weser-Gebiet (oben) und in Schonen, Südschweden (unten). Die Zahlen geben jeweils die Zahl der Arten pro Datenpunkt (links) und deren durchschnittlichen Zeigerwert für Stickstoff (rechts) wieder.

In keinem der Datensätze gab es Hinweise auf eine generelle Beziehung zwischen einer Frequenzveränderung und den Zeigerzahlen für Kontinentalität, Bodenfeuchtigkeit und -reaktion.

3.2 Frequenzveränderungen einzelner Arten und Artengruppen

Für die in der Literatur häufig als Klimawandel-begünstigt beschriebenen immergrünen Arten *Hedera helix* und *Ilex aquifolium* zeigte sich auch im Elbe-Weser-Gebiet ein deutlich positiver Trend. In den Laubwäldern Ölands hat der bereits in der Erhebung von 1987 häufige Efeu sich mit sieben neuen Vorkommen bis 2003 weiter ausgebreitet. Die Stechpalme wurde hier in der ersten Untersuchung nicht festgestellt, kam aber in der erneuten Untersuchung in einer Aufnahme vor. Besonders auffällig in den Laubwäldern Ölands war indes die Zunahme von *Vinca minor*: Die Art fehlte 1987 völlig, war aber 2003 bereits in sieben Aufnahmen vorhanden. In der floristischen Kartierung in Schonen wiesen die genannten immergrünen Arten keine signifikanten Veränderungen in ihrer Häufigkeit auf.

Bei einigen ökologischen Artengruppen zeigten sich in den drei Untersuchungen übereinstimmende Trends: während hochwüchsige Farne (z. B. *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris dilatata*, *D. filix-mas*, *Matteuccia struthiopteris*) in ihrer Frequenz zunahm, gingen kleinwüchsiger Pteridophyta (*Gymnocarpium dryopteris*, *Lycopodium annotinum*, *Thelypteris phegopteris*) zurück. Auch Arten der Ericales (*Monotropa hypopitys*, *Orthilia secunda*) nahmen in ihrer Häufigkeit ab. Besonders starke Frequenzabnahmen in den Laubwäldern Ölands wurden bei *Melampyrum pratense*, *Mercurialis perennis* und *Viola mirabilis* beobachtet.

4. Diskussion

Langzeitvergleiche von Florenatanten und Vegetationsaufnahmen sehen sich mit dem Problem konfrontiert, dass die Trends einzelner Arten aufgrund unterschiedlicher Methodiken und Bearbeitungsintensitäten falsch abgeschätzt und interpretiert werden. Wenn jedoch die gesamte Flora oder größere Teile davon im Hinblick auf ihre Frequenzveränderungen und Verschiebungen von Zeigerwertspektren analysiert werden, ist die Aussagekraft deutlich stärker. Die generellen Trends, die sich aus den hier untersuchten drei Datensätzen ableiten lassen, bestätigen weitgehend die Ergebnisse anderer Untersuchungen aus Mittel- und dem südlichen Nordeuropa.

In den Auswertungen beider Florenatlanten aus dem Elbe-Weser-Gebiet und Schonen zeigte sich über alle Waldarten hinweg eine Zunahme wärmebedürftiger Sippen bzw. eine Zunahme stickstoff- oder allgemein nährstoffbedürftiger Sippen. Diese Ergebnisse decken sich mit denen von TAMIS et al. (2005) aus den Niederlanden, die ebenfalls die rezenten Florenveränderungen besonders stark von diesen beiden Faktoren beeinflusst sahen. Es stellt sich jedoch die Frage, ob Klimawandel und Eutrophierung in ihrem Einfluss auf die Flora und Vegetation hier tatsächlich Hand in Hand gehen, oder ob nur einer der beiden Faktoren maßgeblich ist, während dem anderen nur eine sekundäre Bedeutung zukommt. Zwar sind die Zeigerwerte für Temperatur und Stickstoff innerhalb der hier behandelten Gruppe der Waldarten nur schwach miteinander korreliert ($r=0.058$, $P=0.480$, $N=148$), aber aus Abb. 1 wird deutlich, dass die in Zunahme befindlichen wärmebedürftigen Arten generell gleichzeitig relativ nährstoffbedürftig sind. Diese beiden Einflussgrößen lassen sich also statistisch nicht eindeutig voneinander trennen, worauf schon TYLER & OLSSON (1997), TAMIS et al. (2005) und CORDES et al. (2006) hinweisen. Es ist somit wahrscheinlich, dass insbesondere solche, an relativ eutrophe Standorte angepasste Waldarten in ihrer Häufigkeit zunehmen, die gleichzeitig wärmebedürftig sind, bzw. dass sich vor allem die thermophilen Arten ausbreiten, die gleichzeitig nitrophil sind. Das umgekehrte gilt entsprechend für die in ihrer Frequenz abnehmenden

Arten. Zur erstgenannten Gruppe zählen sowohl im Elbe-Weser-Gebiet als auch in Schonen beispielsweise *Corydalis solida* und *Matteuccia struthiopteris*, zur zweiten Gruppe *Huperzia selago* und *Lycopodium annotinum*. Dass die Ausbreitung thermophiler Arten vor allem auf die anthropogene Zunahme wärmebegünstigter Standorte in der Landschaft, z. B. durch Urbanisierung, zurückzuführen ist (CORDES et al. 2006), erscheint im Falle der hier untersuchten Waldarten als wenig wahrscheinliche Erklärung. Generell legt ein Vergleich mit Literaturdaten nahe, dass die Stickstoffanreicherung durch atmosphärische oder andere Einträge zumindest bisher stärkere Auswirkungen auf Florendynamik und Vegetationsveränderungen gehabt hat als der Klimawandel: so liegen gerade aus Wäldern viele vegetationsökologische Dauerflächen-Untersuchungen vor, welche die zum Teil starken Eutrophierungseffekte belegen (z. B. KUHN et al. 1987, DIEKMANN & DUPRÉ 1997, DIEKMANN et al. 1999). Ein Vergleich von 93 Dauerflächen in zwei Kirchspielen in Schonen zwischen 1958-64 und 1989-93 ergab keine Hinweise auf eine Ausbreitung thermophiler Arten, während nährstoff- und basenbegünstigte Arten in ihrer Häufigkeit deutlich zunahmen (OREDSSON 1999).

Die Auswertungen der drei Datensätze ergaben überraschenderweise keine Hinweise auf eine Zunahme säuretoleranter Arten oder eine Abnahme basiphiler Arten, obwohl die Literatur über Wälder eine Versauerung der Böden und damit einhergehende Vegetationsveränderungen deutlich belegt (z. B. FALKENGREN-GRERUP 1987, DIEKMANN & DUPRÉ 1997). Für diese Beobachtung bieten sich zwei Erklärungen an: zum einen hat die Belastung durch „sauren Regen“, d. h. Schwefeldioxid und andere atmosphärische Substanzen mit versauernder Wirkung, während der letzten 2-3 Jahrzehnte stark abgenommen (BERGE et al. 1999), so dass auch die Versauerung der Waldböden nur noch eine recht geringe Auswirkung auf die Florendynamik haben mag. Zum anderen sind die Ellenberg-Werte für N und R hochgradig miteinander korreliert ($r=0.423$, $P<0.001$, $N=182$), so dass eine etwaige Abnahme der durchschnittlichen R-Zeigerwerte aufgrund von Versauerung durch die gleichzeitige Zunahme der durchschnittlichen N-Zeigerwerte überlagert sein könnte.

Die Zunahme der immergrünen Arten *Hedera helix* und *Ilex aquifolium* als ‚Klimawandelzeiger‘ steht in Übereinstimmung zu Angaben aus der Literatur (KLÖTZLI et al. 1996, WALTHER et al. 2001, 2005; speziell für *Hedera*: DIERSCHKE 2005, 2009). Dagegen finden sich bisher kaum Belege aus anderen Gebieten für die (auf Öland beobachtete) Ausbreitung von *Vinca minor*. Auch für den ebenfalls immergrünen, aber nicht so streng an den Wald gebundenen Strauch *Mahonia aquifolium* wird aus verschiedenen Regionen eine Zunahme beschrieben (AUGE & BRANDL 1997, CORDES et al. 2006). Wie schon erwähnt muss jedoch bei der Interpretation der Trends einzelner Arten bedacht werden, dass es eine ganze Reihe anderer Umweltfaktoren gibt, die mit ihren Veränderungen großen Einfluss auf die Häufigkeit bzw. Zu- oder Abnahme von Arten ausüben können, wie das Lichtklima, Forstwirtschaft und andere Störungen, oder Beweidung (Wild-, aber auch Schneckenverbiss, siehe z. B. VON OHEIMB & BRUNET 2007). Aufwachsende Wälder und ihre Arten unterliegen auch einer natürlichen Dynamik sowie mitunter starken Fluktuationen zwischen einzelnen Jahren (BRUNET & TYLER 2000).

Nur eine über viele Einzelbeobachtungen hinweg übereinstimmende Entwicklung lässt zuverlässige Rückschlüsse auf generelle Entwicklungstrends und ihre Ursachen zu. Wälder, obschon (siehe oben) ebenfalls von einer Vielzahl sich stetig verändernder Umweltfaktoren beeinflusst, sind als vergleichsweise natürliche Lebensräume besonders gut geeignet, um Klimaeffekte von den Auswirkungen anderer Umweltveränderungen zu unterscheiden. Um jedoch die Auswirkungen von „climate change“ auf Flora und Vegetation besser beurteilen zu können, sind weitere Vergleiche alter und neuer Floren aus anderen Regionen sowie intensivierte Dauerflächenbeobachtungen erforderlich. Allgemein scheint das ‚Stickstoffsignal‘

(noch) stärker zu sein als das ‚Klimasignal‘, aber diese Untersuchung zeigt auch, dass beide Signale sich überlagern und dann nicht immer klar voneinander abgegrenzt werden können.

Literatur

- AUGE, H. & BRANDL, R. (1997): Seedling recruitment in the invasive clonal shrub, *Mahonia aquifolium* Pursh (Nutt). – *Oecologia* **110**: 205-211.
- BERGE, E., BARTNICKI, J., OLENDRZYNSKI, K. & TSYRO, S.G. (1999): Long-term trends in emissions and transboundary transport of acidifying air pollution in Europe. – *J. Environ. Manage.* **57**: 31-50.
- BÖCKMANN, S. (2004): Vegetationsveränderungen in Laubwäldern auf der Insel Öland, Schweden. – Unveröff. Diplomarbeit, Bremen.
- BRUNET, J. & TYLER, G. (2000): Interannual variability in abundance of field layer species in a south Swedish deciduous wood. – *Flora* **195**: 97-103.
- CLIMATE CHANGE 2007. (2007): Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC (WG I, II and III). – IPCC, Geneva.
- CORDES, H., FEDER, J., HELLBERG, F., METZING, D. & WITTIG, B. (2006): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen des Weser-Elbe-Gebietes. – Hauschild, Bremen.
- DIEKMANN, M. (1988) Waldgesellschaften auf Öland. – Unveröff. Diplomarbeit, Göttingen.
- DIEKMANN, M., BRUNET, J., RÜHLING, Å. & FALKENGREN-GRERUP, U. (1999): Effects of nitrogen deposition: results of a temporal-spatial analysis of deciduous forests in South Sweden. – *Plant Biol.* **1**: 471-481.
- DIEKMANN, M. & DUPRÈ, C. (1997): Acidification and eutrophication of deciduous forests in north-western Germany demonstrated by indicator species analysis. – *J. Veg. Sci.* **8**: 855-864.
- DIERSCHKE, H. (2005) Laurophyllisation – auch eine Erscheinung im nördlichen Mitteleuropa? Zur aktuellen Ausbreitung von *Hedera helix* in sommergrünen Laubwäldern. – *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.* **17**: 151-168.
- DIERSCHKE, H. (2009): Vegetationsdynamik eines gezäunten naturnahen Kalkbuchenwaldes – Vergleich von Vegetationsaufnahmen 1980 und 2001. – *Forstarchiv* **80**: 143-150.
- ELLENBERG, H. (1992): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne *Rubus*). 2nd ed. – *Scripta Geobotanica* **18**: 9-166.
- FALKENGREN-GRERUP, U. (1987): Long-term changes in pH of forest soils in southern Sweden. – *Environ. Poll.* **43**: 79-90.
- HUGHES, L. (2000): Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? – *TREE* **15**: 56-61.
- KLÖTZLI, F., WALTHER, G.-R., CARRARO, G. & GRUNDMANN, A. (1996): Anlaufender Biomwandel in Insubrien. – *Verh. Ges. Ökol.* **26**: 537-550.
- KUHN, N., AMIET, R. & HUFSCHEMID, N. (1987): Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. – *Allg. Forst Jagdzeit.* **158**: 77-84.
- MENZEL, A., ESTRELLA, N. & FABIAN, P. (2001): Spatial and temporal variability of the phenological seasons in Germany from 1951 to 1996. – *Global Change Biol.* **7**: 657-666.
- OREDSSON, A. (1999): Nutida förändringar av floran i norra Skåne. – *Svensk Botanisk Tidskrift* **93**: 303-326.
- SCHMIDT, M., EWALD, J., FISCHER, A., VON OHEIMB, G., KRIEBITZSCH, W.-U., SCHMIDT, W. & ELLENBERG, H. (2003): Liste der in Deutschland typischen Waldgefäßpflanzen. – *Mitt. Bundesforschungsanst. Forst- und Holzwirtsch. Hamburg* **212**: 1-34.
- SYKES, M.T., PRENTICE, I.C. & CRAMER, W. (1996): A bioclimatic model for the potential distributions of north European tree species under present and future climates. – *J. Biogeogr.* **23**: 203-233.
- TAMIS, W.L.M., VAN’T ZELFDE, M., VAN DER MEIJDEN, R. & DE HAES, H.A.U. (2005): Changes in vascular plant biodiversity in the Netherlands in the 20th century explained by their climatic and other environmental characteristics. – *Climate Change* **72**: 37-56.
- TYLER, T. & OLSSON, K.-A. (1997): Förändringar i Skånes flora under perioden 1938-1996 – statistisk analys av resultat från två inventeringar. – *Svensk Botanisk Tidskrift* **91**: 129-192.
- VON OHEIMB, G. (2003): Einfluss forstlicher Nutzung auf die Artenvielfalt und Artenzusammensetzung der Gefäßpflanzen in norddeutschen Laubwäldern. – *Schriftenr. Naturwiss. Forschungsergeb.* **70**: 1-261.

- VON OHEIMB, G. & BRUNET, J. (2007): Dalby Söderskog revisited: long-term vegetation changes in a south Swedish deciduous forest. – *Acta Oecol.* **31**: 229-242.
- WALTHER, G.-R. (2001): Laurophyllisation – a sign of a changing climate? In: BURGA, C.A. & KRATOCHVIL, A. (Hrsg.): *Biomonitoring: General and applied aspects on regional and global scale.* – *Tasks for Veg. Sci.* **35**: 207-223.
- WALTHER, G.-R., BERGER, S. & SYKES, M.T. (2005): An ecological 'footprint' of climate change. – *Proc. Roy. Soc. B.* **272**: 1427-1432.
- WALTHER, G.-R., POST, E., CONVEY, P., MENZEL, A., PARMESAN, C., BEEBEE, T.J.C., FROMENTIN, J.-M., HOEGH-GULDBERG, O. & BAIRLEIN, F. (2002): Ecological responses to recent climate change. – *Nature* **416**: 389-395.
- WOODWARD, F.I., LOMAS, M.R. & KELLY, C.K. (2004): Global climate and the distribution of plant biomes. – *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.* **359**: 1465-1476.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Martin Diekmann, Vegetationsökologie und Naturschutzbiologie, Institut für Ökologie, FB 2, Universität Bremen, Leobener Str., D-28359 Bremen, Tel. +49 421 21862920, Fax +49 421 21862929

e-Mail: mdiekman@uni-bremen.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft](#)

Jahr/Year: 2010

Band/Volume: [22](#)

Autor(en)/Author(s): Diekmann Martin

Artikel/Article: [Aktuelle Vegetationsveränderungen in Wäldern – Welche Rolle spielt der Klimawandel? 57-65](#)