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

Tuexenia 23: 131–161. Göttingen 2003.

Dauerflächen-Untersuchungen in einem Eichen-Hainbuchenwald im Vorland der Schwäbischen Alb (Südwestdeutschland), 1978–2001: Der Niedergang von *Scilla bifolia* und die Invasion von *Allium ursinum*[1]

– Niels Böhling –

Zusammenfassung

Die Dynamik der Bodenvegetation in einem frühjahrsfeuchten, kalkreichen Laubmischwald (*Querceto-Carpinetum*) auf Pelosol wird über einen Zeitraum von 17 bis 22 Jahren untersucht. Die Individuenzahlen von *Scilla bifolia* L. s.str. nehmen zwischen 1978/79 und 2000 stark ab. Ebenso ist bei weiteren mesophilen Arten ein Rückgang zu verzeichnen. Nur zwei Arten nehmen zu: *Mercurialis perennis* um im Mittel 80,0%, im Maximum um 171,4%, sowie *Allium ursinum* um im Mittel 75,0%, im Maximum um 127,3%. Zur Kausalanalyse herangezogene gewichtete Mittelwerte ökologischer Zeigerwerte weisen deutlich auf eine starke Abnahme des Lichteinfalls am Waldboden, eine starke Zunahme der Stickstoff- bzw. Nährstoffversorgung und der Bodenreaktion sowie auf eine Abnahme der klimatischen Kontinentalität und einen Anstieg der Lufttemperatur hin. Die phytoindikatorisch angezeigte Abnahme des relativen Lichtgenusses widerspiegelt 1. die seit der Durchforstung 1978/79 dichter werdenden Strauch- und Baumschichten, 2. außerdem das Vordringen der stark schattenden Buche sowie 3. eine starke Beschattung der Krautschicht durch sich selber (höherwüchsige Geophyten). Der Anstieg der Bodenreaktion und die Erhöhung des Nährstoffangebotes im Boden werden zurückgeführt auf 1. allgemeine atmosphärische, aber auch speziell am Stadtrand wirksame Stickstoff- und Staubeinträge, 2. die Regeneration der Böden nach früherer wenig nachhaltiger Nutzung (mittelalterliche Waldnutzung, Wirksamkeit der Basenpumpe Baum, Entfernen zwischenzeitlich gepflanzter Kiefern) sowie 3. auf eine möglicherweise gestiegene Mineralisationsrate in wärmer und kürzer werdenden Wintern. Die Erhöhung der mittleren Temperaturzahlen entspricht der tatsächlich festgestellten Klimaerwärmung im Untersuchungszeitraum, speziell in den Wintern. Die Reduzierung der Kontinentalitätszahlen reflektiert eine zunehmende Ozeanität des Regional-Klimas, aber auch ein thermisch ausgeglicheneres, luftfeuchteres Bestandesklima.
Hypothesen zur lokalen und regionalen Arealbildung von *Scilla bifolia* und *Allium ursinum* werden vorgestellt.

Abstract: Investigations of permanent plots in an oak-hornbeam woodland in the foothills of the Swabian mountains (SW Germany), 1978–2001: decline of *Scilla bifolia* and the invasion of *Allium ursinum*

Population dynamics of the forest-floor vegetation of a spring-wet mixed deciduous forest (*Querco-Carpinetum*) on calcareous Pelosols is studied in four permanent test plots of 100 m² each. The total population of the Alpine Squill *Scilla bifolia* L. s.str. decreased by 60.5% between 1978/79 to 2000 (mean of all plots, frequency measured by the number of 4 m² quadrats inhabited; max. –74.3%). The species has vanished from some 1 m² quadrats completely. A strong decline between 1978/79 and 1995 is also observed for the Wood Anemone *Anemone nemorosa* (mean –22.4%, max. –80.0%). Other clearly decreasing species are *Arum maculatum*, *Viola reichenbachiana*, *Phyteuma spicatum* and *Polygonatum multiflorum*. *Lamium galeobdolon* and *Ficaria verna* behave as constant elements in 4 m² quadrats. Only two species increase: Dog's Mercury *Mercurialis perennis* (mean +80%, max. +171.4%) and Ramsons *Allium ursinum* (mean +75.0%, max. +127.3%). The increase rate and number of 4 m² quadrats inhabited is highest for the latter.

Frau Gertrud Buck, geb. Feucht, zum 90. Geburtstag gewidmet.

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

Averaged weighted ecological indicator values (Ellenberg values) indicate a clear, strong decrease in light at the forest floor (summarised weighted means: $\sum mL' = -1.28$), a clear, strong increase of nitrogen and other nutrients ($\sum mN' = +1.07$) as well as soil reaction ($\sum mR' = +0.73$), and a significant decrease of continentality ($\sum mK' = -0.73$) and increase of temperature ($\sum mT' = +0.16$). The reduction of light results from 1) the increasing coverage of the shrub and tree layer after regular thinning in 1978/79 ("Schonwald" status); 2) the growing up of the most shade-producing *Fagus sylvatica*; and 3) intensive shading of the herb layer by its own taller geophytes. Increasing soil reaction and nutrient supply is due to: 1) athmospheric and urban nitrogen and dust deposition; 2) soil regeneration after degradation (medieval forest utilisation, transport of nutrients from lower soil strata to upper layer by trees, removal of planted soil – (acidificating pines); and 3) increasing mineralisation by warmer and shorter winters. Increased mean indicator values for temperature correspond to the warming climate, as revealed by temperature measurements especially in winters of the last decade. The reduced mean continentality reflects a regional climate that is becoming more Atlantic as well as a micro-climate that is becoming more constant in temperature and more humid, due to the closing of the tree layers.

Ellenberg values and the method of calculating weighted means proved to be reliable instruments for interpreting ecological conditions. For *Anemone nemorosa*, a frequent species in the study area, local indicator values for soil reaction and nutrients have been assigned ($R_{lok} = 5$, $N_{lok} = 5$). The species is classified as indifferent in Central Europe.

Changing environmental conditions favour highly competitive plants (*Allium ursinum, Mercurialis perennis*), which replace most of the others by shading. Competition is important in addition to the abiotic factors. Infection with anther rust (*Ustilago vaillantii*) damages *Scilla bifolia* populations dramatically.

For the conservation and regeneration of the *Scilla bifolia* populations, canopy thinning is recommended as a first trial. This was done partly by the storm „Lothar" Weakening *Allium ursinum* by cutting and removing its leaves could be a further measure.

Only the tree layer is relatively constant in forest ecosystems. The forest-floor vegetation showed significant quantitative as well as qualitative changes (invasion and extinction in test plots) in just one to two decades. These changes result from climatic change and variation, the transition from coppice-with-standards to high forest since c. 1900, and atmospheric nitrogen deposition.

As regards the irregular distribution of *Scilla bifolia* in Baden-Württemberg, a hypothesis is offered: The species is occurring near its climatic (continentality) boundary, which means that its ecological niche is quite narrow. As a short-lived species that reproduces generatively and is only weakly competitive, it is only slightly persistent and is highly vulnerable to (local) extinction. The Alpine Squill is sensitive to environmental modifications. The probability of population collapses leading to distribution gaps is high for natural reasons. Its very limited ability to re-colonise plus local introductions by man, contribute additionally to its particular distribution pattern. In Germany the area has to be explained primarily by ecological reasons and population biology, and secondarily by history („tertiary relict"). *Allium ursinum* can be characterised as a species preferring Atlantic climatic conditions. Its dynamics are probably determined primarily by climatic fluctuations, especially winter temperature.

Keywords: climatic fluctuation, coppice-with-standards, Ellenberg indicator values, floristic turnover, forest regeneration, global climatic change, immissions, monitoring, *Querceto-Carpinetum*, *Ustilago vaillantii.*

1. Einleitung

Sind Wälder besonders „stabile" oder konstante Pflanzengemeinschaften, die sich über Jahrhunderte oder gar Jahrtausende ohne nennenswerte floristische Veränderungen erhalten? Reagiert die Waldvegetation nur sehr träge oder mit deutlicher Verzögerung auf Umweltveränderungen? Oder gibt es doch deutliche Populationsveränderungen, kollapsartige Einbrüche oder explosionsartige Invasionen, im Zeitraum von zum Beispiel nur einem Jahrzehnt?

Zur Klärung solcher Fragen sind entsprechende Untersuchungen über längere Zeiträume hinweg nötig. Insbesondere Dauerflächenuntersuchungen sind hier von großer Bedeutung (LFU 1991; DIERSCHKE 1994: 402; TRAXLER 1997, ARBEITSKREIS WALDVEGETATION 2001). Zu den ältesten, detailliert untersuchten Flächen dieser Art gehören in Deutschland die seit 1978 laufenden Untersuchungen im „Hohen Reisach" (BUCK-

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

FEUCHT 1980, 1989, LFU 1991: 43–48). Hier ist tatsächlich ein starker Einbruch bei den Populationen von ***Scilla bifolia*** L. s.str. (Zweiblättriger Blaustern, Sternhyazinthe) festzustellen, einer als „submediterran" geltenden *Hyacinthaceae*, die eine auffallend ungleiche, lückenhafte, unbefriedigend erklärte Verbreitung zeigt. In Baden-Württemberg kommt die Art hauptsächlich entlang der größeren Flüsse vor, während Nebenflüsse oft unbesiedelt bleiben. In Massenvorkommen wird der Blaustern als „eine der Zierden Baden-Württembergs" geschätzt (SEYBOLD 1998: 134). Die Art ist besonders geschützt (§1, Anl. 1, Bundesartenschutzverordnung v. 18.9.1989).

Nachdem der Orkan „Lothar" am 26.12.1999 auch die Dauerflächen im „Hohen Reisach" nicht unbeeinflusst gelassen hat und im Winter 2000/1 eine erneute Durchforstung erfolgte, sollen hier weitere Ergebnisse der Studien vorgestellt werden.

2. Untersuchungsgebiet und Methoden

Untersucht werden vier 10 m x 10 m große, versteinte Dauerflächen (Dauerquadrate, DQ) in (heute zunehmend) buchenreichen, frühjahrsfeuchten Eichen-Hainbuchenwäldern (BUCK-FEUCHT 1980: 483) im Schonwaldgebiet „Hohes Reisach" am nördlichen Stadtrand von Kirchheim unter Teck, etwa 30 km östlich von Stuttgart. Diese Dauerflächen wurden 1978 in Zusammenarbeit mit dem Forstamt Kirchheim und der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Freiburg auf Vorschlag von G. Buck, die bereits seit 1953 mit der Standortkartierung des Gebietes befasst war, angelegt und vegetationskundlich und floristisch beschrieben (BUCK-FEUCHT 1980, 1989). Seit 1995 werden die Untersuchungen vom Autor fortgeführt.

Die Flächen befinden sich auf dem Nordhang eines bewaldeten, flachen Bergrückens, dessen Kamm von Braunjura α (Opalinuston) gebildet wird und unweit der Dauerflächen Höhen von 370–375 m erreicht. Artenarme Traubeneichen-Buchenwälder mit nahezu fehlender Bodenvegetation stocken hier. Die Dauerflächen selber liegen auf einer hangabwärts anschließenden, nur sehr schwach nach Norden geneigten Tonmergelschicht (Lias ζ gem. Geologische Karte 1:25.000 7322, GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG 1964) in 350–355 m Höhe. Zahlreiche Schichtquellen führen im Frühjahr zu deutlicher Vernässung im oberflächennahen Untergrund der Untersuchungsflächen. Die hohe biologische Aktivität der (pseudo-) vergleyten, carbonatischen (freier Kalk ab 25–75 cm) Pelosole zeigt sich in der hier verbreiteten Humusform (L-) Mull (AG BODENKUNDE 1982). Das „Hohe Reisach" ist eine „alte" Waldfläche, die auf der Schmitt'schen Karte von 1797 (LANDESVERMESSUNGSAMT BADEN-WÜRTTEMBERG 1988) als solche verzeichnet ist. Es hat also die Waldverwüstung, die zwischen 1750 und 1800 ihren Höhepunkt hatte (GATTER 2000: 353), in einem Zustand überstanden, der in der historischen Karte zur Ausscheidung als Wald führte. Im 19. Jahrhundert als Eichenschäl-Mittelwald bewirtschaftet, setzte aber erst 1902 die Überführung in Hochwald ein. Dabei wurde teilweise mit Buche und Esche, aber auch Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) und Weymouthskiefer (*Pinus strobus*) ergänzt. Letztere wurde allerdings in den 1970er Jahren wieder herausgenommen. 1974 erfolgte die Ausweisung als Schonwald mit dem Ziel der Erhaltung artenreicher (frühjahrsgeophytenreicher) Laubwaldgesellschaften. Insbesondere die reichen Vorkommen von *Scilla bifolia* und *Allium ursinum* waren maßgebend für die Schonwaldausweisung. Noch 1979 und 1980 erfolgte eine planmäßige Durchforstung auch der Dauerflächen selber (BUCK-FEUCHT 1989: 284), die sich bis Mitte bzw. Ende der 80er Jahre in der floristischen Zusammensetzung der Bodenvegetation widerspiegelte. Ab etwa 1990 fehlen die durchforstungsbedingten Licht- und Störungszeiger vollständig und die Auflichtung ist wieder ausgeglichen (siehe auch BUCK-FEUCHT 1989: 291). Eine nächste Durchforstung erfolgte im Frühwinter 2000/01.

Die **Dauerquadrate** (Abb. 1) haben eine Seitenlänge von 10 m, sind in Nord-Süd-Richtung angelegt und an den Ecken mit Zementpfählchen versteint (Forstliche Versuchsanstalt). Zwischen diesen Pfählen werden bei Aufnahmen Drahtkern-Schnüre mit Markierungen im 2 m-Abstand (rotes Klebeband)

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

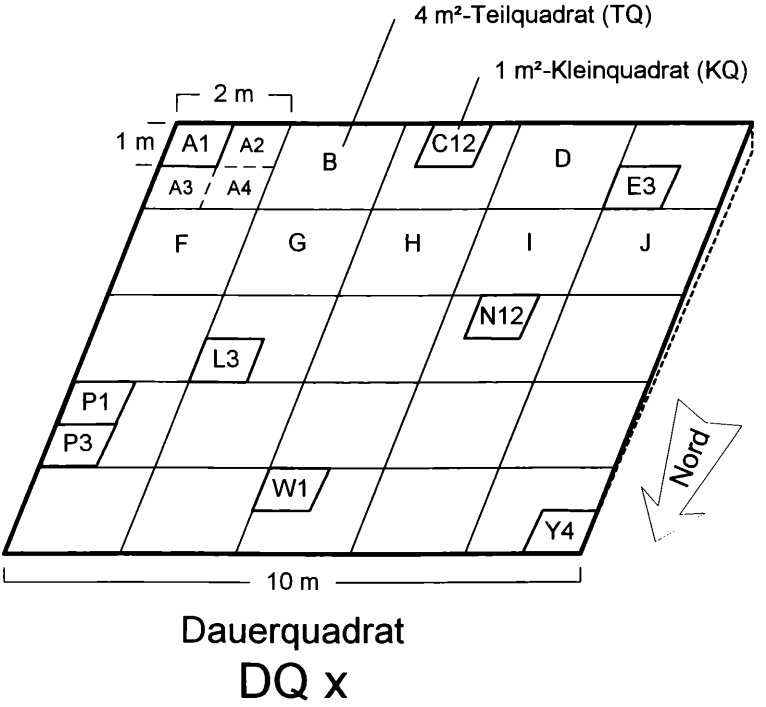


Abb. 1: Schematische Darstellung der Anlage, Größe und Unterteilung eines Dauerquadrates.

gespannt. Mit weiteren Schnüren, ebenfalls im 2m-Abstand markiert, und zusätzlichen Zollstöcken wird nach und nach eine Unterteilung der gesamten Fläche in 4 m²-Teilquadrate (TQ) vorgenommen. Mit Hilfe dieses Rasters werden Spezieskarten (ELLENBERG 1956: 108) bzw. Bodenvegetationkarten der einzelnen Dauerquadrate erstellt. Die Aufnahmen erfolgen im Vollfrühling und Hochsommer. *Scilla bifolia* ist bereits im Februar/März aktiv und wird zusätzlich in 1 m²-Kleinquadraten (KQ) ausgezählt, und zwar bereits bevor die Blausternpflanzen von *Allium* überwachsen werden und dann nicht mehr zählbar sind (Vorfrühling – Beginn Erstfrühling). Schwankungen der Phänologie von Jahr zu Jahr sind also zu beachten. Großes Augenmerk wird darauf gelegt, die Bodenvegetation nicht durch Tritt allzu stark zu stören. Unter anderem deshalb wurden die Flächen auch nicht jedes Jahr aufgenommen.

Zur **Ableitung von populationsdynamischen Trends** werden einerseits die Zahlen der *Scilla*-Individuen in KQ, andererseits (für die übrigen Feldschichtarten) die Präsenz in den TQ zu Grunde gelegt. Die Bestimmung der Präsenz hat gegenüber der Feststellung von Deckungsgraden den Vorteil, weniger vom Bearbeiter (Mengenschätzung), der Witterung (warmes Frühjahr, Spätfrost, Trockenheit) und vom Aufnahmezeitpunkt abhängig zu sein. Grafiken zur Veranschaulichung der Entwicklung einzelner Arten werden über die Software Excel97 erstellt, ebenso die Berechnung von Trends, Regressionsgleichungen und Bestimmtheitsmaßen. Eine Trennung der Arten in Gruppen zunehmender, +/– konstanter sowie abnehmender Arten wurden anhand der Steigung der Regressionsgeraden vorgenommen:

zunehmend:	≥0,1
stark zunehmend:	>0,65
mäßig zunehmend:	>0,3 – 0,65
schwach zunehmend:	0,1 – 0,3
konstant:	<0,1 – >–0,1
abnehmend:	≤–0,1
schwach abnehmend:	–0,1 – –0,3
mäßig abnehmend:	<–0,3 – –0,65
stark abnehmend:	<–0,65

Arten mit hoher Fluktuation und solche mit nichtlinearem Trend (Arten der durchforstungsbedingten Störphase) werden gesondert behandelt.

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

Zur **Analyse ökologischer Veränderungen** und zur **Hypothesenbildung** werden ökologische Zeigerwerte (ELLENBERG 1992) aller 1978/79 und/oder 1995/96 in den Dauerquadraten vorkommenden Arten der Bodenvegetation herangezogen, teilweise als ungewichtete und als gewichtete mittlere Zeigerwerte (ELLENBERG 1979: 18ff). Zur Gewichtung wurde die Zahl der besiedelten 4 m^2-Teilflächen (TQ) pro Dauerfläche (Frequenz) herangezogen. Der Auswertung der gewichteten Faktorenzahlen wird Priorität eingeräumt (siehe auch DIEKMANN & DUPRÉ 1997), da es sich hier um populationsdynamische Untersuchungen von Flächen (100 m^2) mit nicht erfüllten Anforderungen an das pflanzensoziologische Minimumareal handelt. Außerdem liegen relativ detaillierte Mengenangaben vor.

Lokale Zeigerwerte bezüglich Bodenreaktion und Stickstoff werden *Anemone nemorosa* zugeordnet (vgl. ELLENBERG 1992: 10), da ein entsprechendes Verhalten im Gelände deutlich erkennbar ist: R_{lok} = 5, N_{lok} = 5. Die Art wird von ELLENBERG (1992; für das gesamte Mitteleuropa!) zwar als indifferent („x") bezüglich Bodenreaktion und Stickstoffversorgung eingestuft, gilt aber auch als Zeiger besserer Moder-Humusformen (AK STANDORTSKARTIERUNG 1980). Für Großbritannien gilt nach HILL et al. (1999) für *Anemone nemorosa* R = 5 und N = 4. In neueren Zeigerwertelisten werden oft keine Einstufungen als indifferent mehr vorgenommen, sondern Arten mit sehr weiter Amplitude mit einer mittleren Faktorenzahl (5) versehen (BORHIDI 1993, HILL et al. 1999).

3. Entwicklung der *Scilla bifolia*-Populationen

In allen drei Dauerquadraten, in denen der Blaustern vorkommt (DQ 1, 3 und 4), ist allgemein eine Abnahme der Individuenzahl in den einzelnen KQ festzustellen. Anfang der 1980er Jahre lagen die Zahlen in DQ 1 und 3 bei bis zu 90 Pflanzen pro m^2 (Abb. 2). SEYBOLD (1998: 134) gibt an, dass in Baden-Württemberg zahlreiche Bestände der Art klein sind und nur weniger als 100 Pflanzen umfassen. Die Vorkommen der Art im Hohen Reisach waren demnach als Massenvorkommen einzustufen, die übrigens schon länger als solche bekannt sind (STETTNER 1950: 141). Allein für die Teilpopulationen in DQ 1 und 3 ergab sich jeweils eine Zahl von 6.500 *Scilla*-Pflanzen (im Mittel ca. 65 Pflanzen pro m^2). Der Trend einer Abnahme der Individuenzahl herrscht in 9 von 10 (DQ 1), 7 von 7 (DQ 3) bzw. 9 von 9 Kleinquadraten (DQ 4). DQ 2 enthielt von Anfang an keine *Scilla*, wird aber als Vergleichsfläche für die ökologische Analyse mit herangezogen.

Besonders stark ist die Abnahme in DQ 1 und 3: In einzelnen KQ schrumpften die Zahlen im Zeitraum 1978 bis 2000 von 70 auf 8 Pflanzen (DQ 1, KQ T4: 1.T4), von 80 auf 31 (1.X3), von 90 auf 48 (1.J2) oder von 85 auf 12 (3.U34), 65 auf 20 (3.B13), von 60 auf 17 (3.T2). Hier sind also Verluste von bis zu 89% festzustellen. Einziges KQ mit steigender *Scilla*-Zahl ist 1.W3: Die Erhöhung von 50 auf 59 Individuen entspricht aber lediglich 18% und befindet sich vielleicht noch im Bereich natürlicher Fluktuation.

Statt bei einer Teilpopulation von 6.500 Pflanzen pro DQ 1978 liegen die Zahlen im Jahr 2000 bei etwa 3.500 (DQ 1: 35 x 100) bzw. 1.700 (DQ 3: 17 x 100). Von einem deutlich tieferen Niveau aus, aber noch viel stärker sinken entsprechende Zahlen des DQ 4: von 28 auf 7 (F1), von 20 auf 2 (U3) oder von 5 auf 0 (O3). Die Teilpopulation des gesamten DQ 4 schrumpft von 1.200 auf 200 Pflanzen. Es sind also Abnahmen von 47% (DQ 1), 74% (DQ 3) und 83% (DQ 4) festzustellen, was im Mittel aller drei Flächen einer Reduktion der *Scilla*-Population um 68% entspricht. Über zwei Drittel der *Scilla*-Pflanzen sind also in den letzten 22 Jahren „Verschwunden"

Zur Aufklärung möglicher Hintergründe werden im Folgenden die einzelnen Dauerquadrate zunächst getrennt voneinander analysiert, zumal sie sich hinsichtlich ihrer Standortbedingungen und floristischen Dynamik unterscheiden.

4. Floristische Entwicklungen in den einzelnen Dauerflächen

4.1. Dauerquadrat 1

Die Baumschicht in DQ 1 (buchenreicher Mischwald) wird von auf der Fläche stockender Esche (*Fraxinus excelsior*; 1 Baum), Buche (*Fagus sylvatica*; 4 Bäume), Stieleiche (*Quercus robur*; 1 Baum) und Hainbuche (*Carpinus betulus*; 1 Baum) aufgebaut. Die Durchforstung

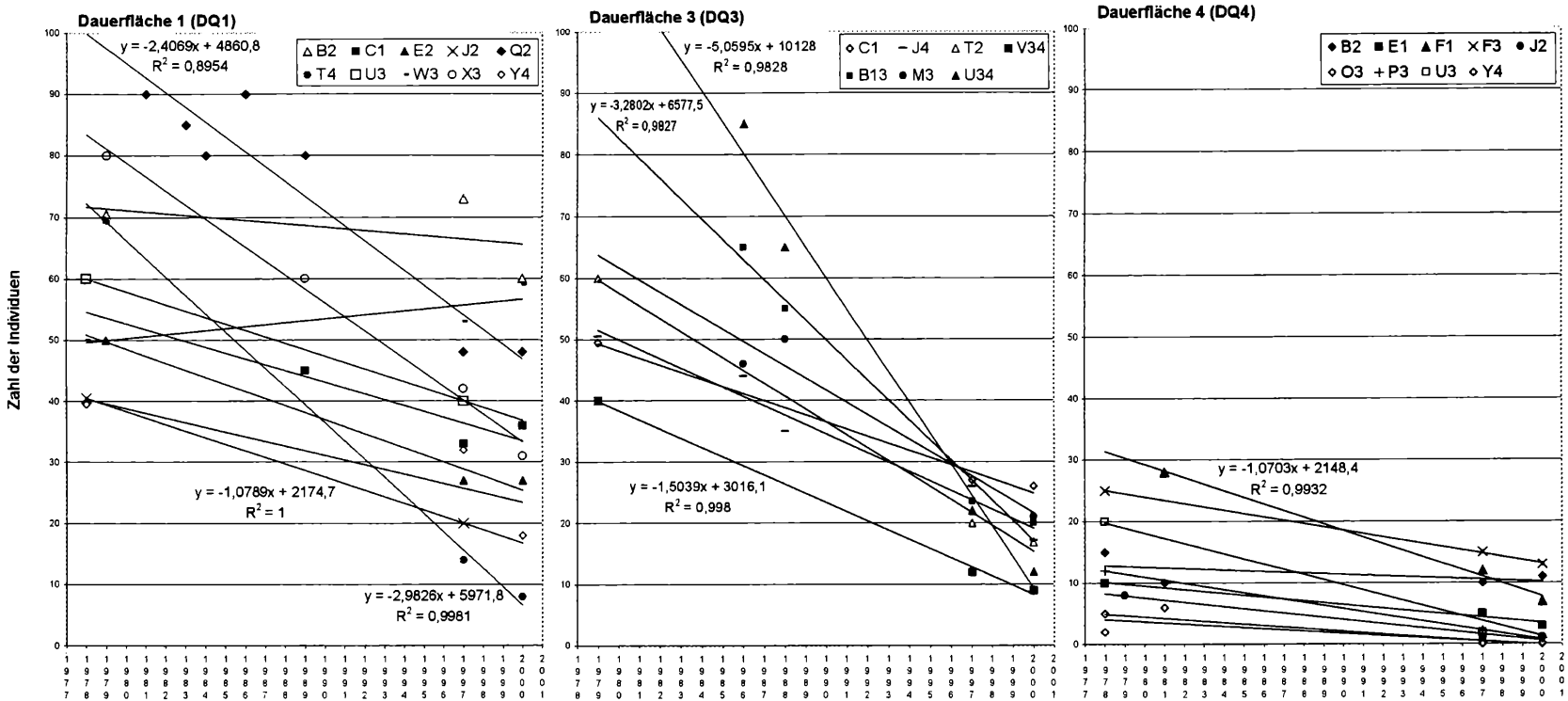


Abb. 2: Veränderungen der Individuenzahlen von *Scilla bifolia* in 10 repräsentativen 1 m²-Kleinquadraten (KQ) der Dauerfläche 1, 3 und 4 (in Fläche 2 fehlt die Art). Dargestellt sind lineare Trends.

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

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

von 1979 hatte erhöhten Lichtgenuss vor allem von Süden her zur Folge, da in der Nachbarschaft gefällt wurde (BUCK-FEUCHT 1989: 291). Im Dauerquadrat selber wurde bis Frühjahr 2000 nicht durchforstet. Vor der Durchforstung betrug der Lichtgenuss 1,2–2,0%, 1980 8–10%, 1982 4–6%, 1986 3–5%. Vor der Durchforstung haben die *Scilla*-Zahlen eventuell etwas niedriger gelegen, denn es werden für DQ 1 und 3 mittlere Dichten von 40–60, maximal 80 Pflanzen/m² angegeben (BUCK-FEUCHT 1980: 496).

Eine **deutliche Zunahme** im Zeitraum 1978–1996 zeigen auf der Fläche nur zwei Arten (Abb. 3): Der Bärlauch (*Allium ursinum*) und das Wald-Bingelkraut (*Mercurialis perennis*), beide Schattenpflanzen (Lichtzahl L = 2) neutraler bis basischer, stickstoffreicher Böden. *Mercurialis perennis* war anfangs nur in 18 TQ vertreten, stieg aber kontinuierlich bis auf das Vorkommen in 25 TQ an, was einer Zunahme von 39% entspricht. *Allium ursinum* fluktuiert bis Ende der 1980er Jahre zwischen 13 und 16 Teilquadraten, Mitte der 1990er waren alle TQ besiedelt (Zunahme um (56–)72(–92)%. Beide Arten waren auch bis 1989 die einzigen im gesamten Wald klar und kontinuierlich zunehmenden Arten (BUCK-FEUCHT 1989: 288f).

Ein mehr oder weniger **konstantes Verhalten** zwischen 1978 und 1995 ist auf hohem Niveau (24–25 Teilquadrate) beim Efeu (*Hedera helix*) festzustellen, auf deutlich niedrigem beim Pfaffenhütchen (*Euonymus europaea*: 5–6), beim Wald-Geißblatt (*Lonicera xylosteum*: 2–3) und bei der Wald-Sternmiere (*Stellaria holostea*: 1–3). Es ist dies hier die Gruppe mit den höchsten Lichtzahlen (L = 4-6, mL = 5,0), also höchsten Lichtansprüchen. In diese Gruppe muß auch *Scilla bifolia* gestellt werden, denn tatsächlich ist sie in keinem der KQ gänzlich ausgefallen, also angenommenermaßen noch in allen TQ vorhanden. Auch sie hat die Lichtzahl 5.

Zu den eher schwach **abnehmenden Arten** gehören *Lamium galeobdolon* (= *Galeobdolon montanum*; von 25 auf 19 TQ), *Ranunculus auricomus* (von 9–13 auf 6), *Acer pseudoplatanus* J (von 10 auf 6), *Paris quadrifolia* (von 5–6 auf 2) und *Ficaria verna* (3–6 auf 2). Diese Gruppe hat etwas höhere Licht-Ansprüche als die erste, aber geringere als die vorige Gruppe. Die Lichtzahlen reichen von 3 bis 5. Noch stärker nehmen *Arum maculatum* (von 24 auf 12 TQ), *Galium odoratum* (von 22 auf 12), *Polygonatum multiflorum* (von 17–19 auf 7), *Primula elatior* (von 17 auf 8), *Milium effusum* (von 9–14 auf 1), *Fraxinus excelsior* J (von 8 auf 0) und *Carex sylvatica* (von 5 auf 0) ab. Letztere fiel bereits 1985 aus und hat vielleicht als relative Schattenpflanze (L = 2) die durchforstungsbedingte Auflichtung nicht überstanden. Insgesamt weist die Gruppe recht heterogene Lichtansprüche auf (L = 2 bis L = 6). Extrem ist der Rückgang bei zwei Arten: Dem Waldveilchen (*Viola reichenbachiana*; von 22 auf 3 TQ: –86%) und *Phyteuma spicatum* (von 16–23 auf 3: –(81)85(87)%). Die Teufelskralle fluktuiert recht stark (Bestimmtheitsmaß: 0,6369) und wird oft vom Wild verbissen. Bei *Viola reichenbachiana* ist seit 1989 ein besonders starker Rückgang eingetreten, nachdem sie zu Beginn der 80er Jahre von der Auflichtung leicht profitiert hat (L = 4).

Eine weitere Gruppe hat ihr Maximum in den 80er Jahren und ist in den 90er Jahren wieder verschwunden: *Crataegus laevigata* (7 TQ), *Campanula trachelium* (4), *Viburnum opulus* (3), *Brachypodium sylvaticum* (1), *Vicia sepium* (1) und *Poa nemoralis* (1). Die Lichtzahlen dieser Arten reichen von 6 bis 3, die mittlere Lichtzahl liegt bei 4,8. Diese Gruppe zeigt die durchforstungsbedingte Aufhellung des Bestandes an, die Ende der 80er Jahre ausgeglichen war. Hohe Schwankungen bei *Campanula trachelium* können zudem durch Wildverbiss erklärt werden. Die übrigen auf der DQ-Fläche nachgewiesenen Arten treten nur kurzfristig auf oder fluktuieren stark. Es handelt sich vor allem um Baum-Jungpflanzen und Störzeiger (*Fagus sylvatica* J, *Tilia cordata* J, *Carpinus betulus* J, *Rosa arvensis, Epipactis violacea, Galium aparine, Galeopsis tetrahit, Alliaria petiolata*).

4.2. Dauerquadrat 2

Auf der Dauerfläche stockte im nordwestlichen Teil früher (bis ca. 1970) eine Eiche, und bis 2000 ebenso im Südosten. Beides waren alte Mittelwaldbäume mit einer recht tief ansetzenden, breiten Krone. Dazu kamen eine achtzigjährige Linde (*Tilia cordata*) und vor allem im Unterbau Hainbuchen und Buchen. Esche spielt als Jungwuchs in der Feldschicht eine

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

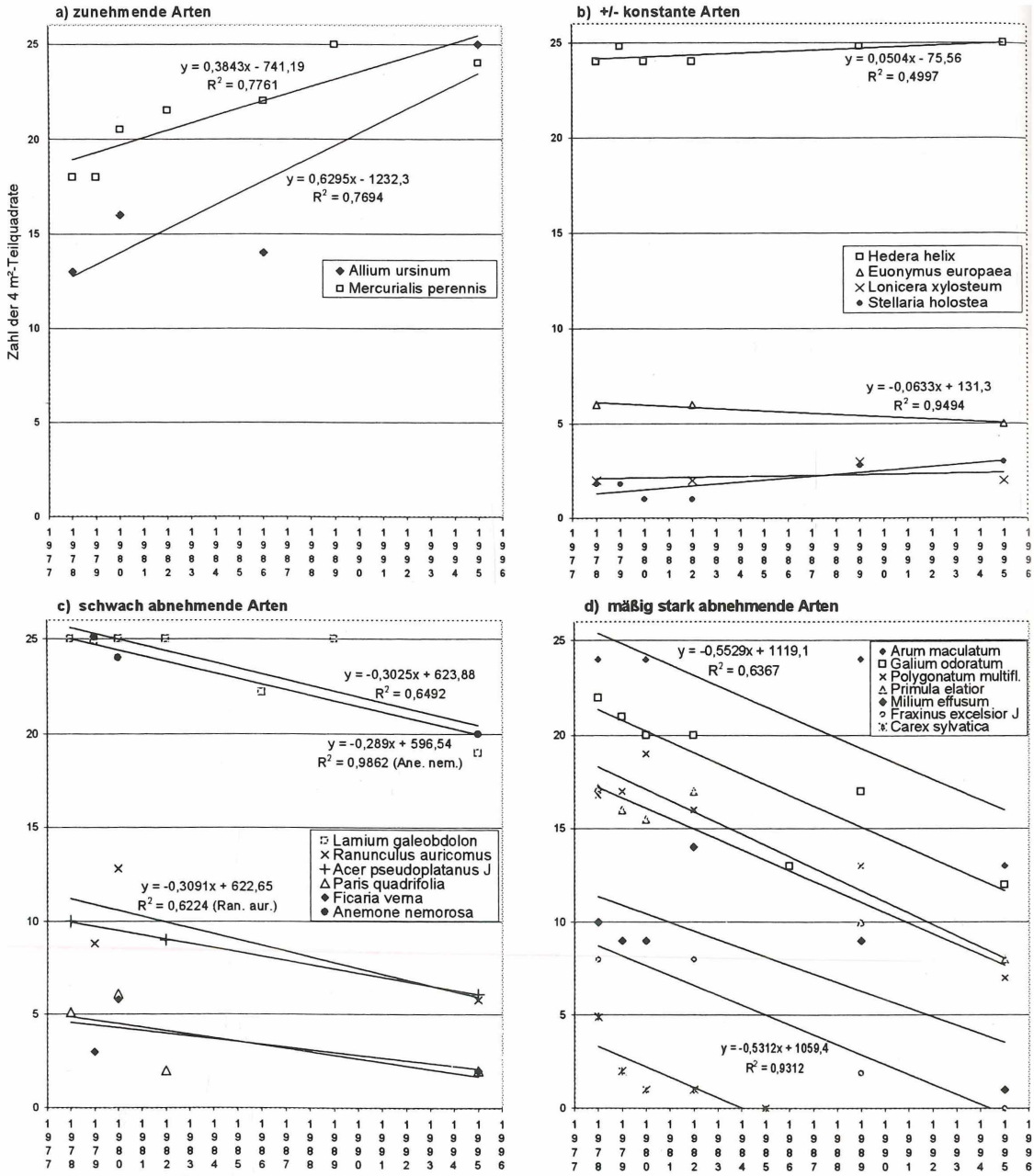


Abb. 3a–d: Dynamik der Krautschichtarten auf Dauerfläche 1, gemessen an der Zahl der besiedelten 4 m²-Teilquadrate (TQ).

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

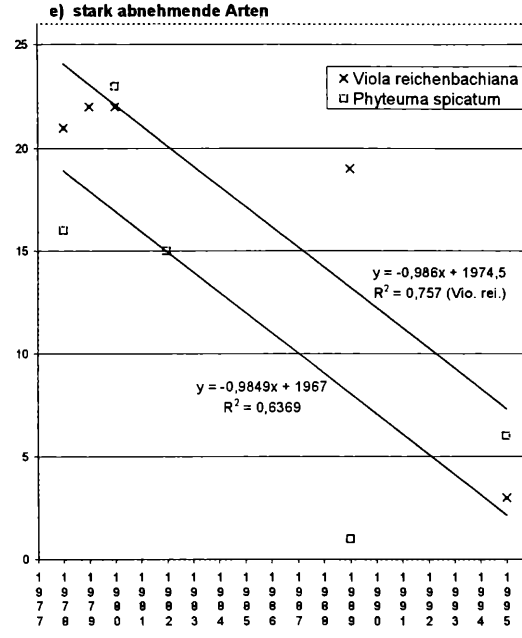


Abb. 3e: Dynamik der Krautschichtarten auf Dauerfläche 1, gemessen an der Zahl der besiedelten 4 m²-Teilquadrate (TQ).

große Rolle, vor allem im ehemaligen Traufbereich der früher gefällten Eiche, wo er eine Strauchschicht bildet. Im Rahmen der Durchforstung (1979/80) wurden die Linde und 5 der 9 Hainbuchen und Buchen geschlagen. Die Auflichtung der 80er war also erheblich: Vor der Durchforstung 1–4%, 1980 12–20%, 1982 5–8%, 1986 3–5% relativer Lichteinfall.

Unweit des östlichen Randes der Fläche fließt im zeitigen Frühjahr oberflächlich Schicht-Quellwasser ab, wodurch DQ 2 zumindest zu dieser Jahreszeit die feuchteste der vier Dauerflächen ist. *Scilla bifolia* kam und kommt auf der Fläche nicht vor, hat aber wenige Meter weiter im Nordwesten ein kleines, vereinzeltes Vorkommen.

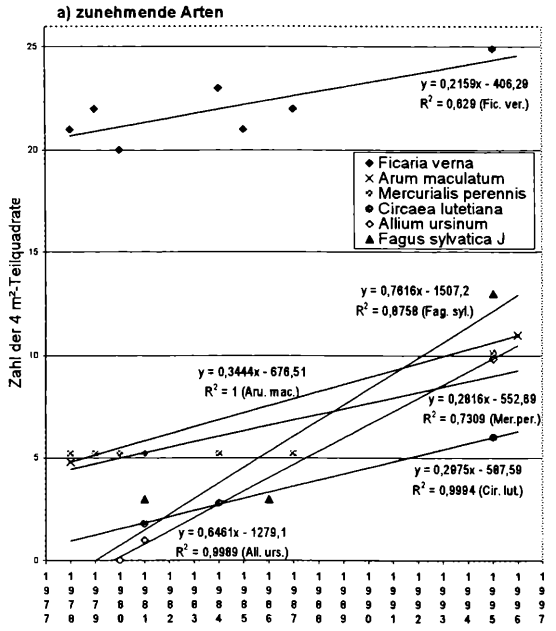
Hinsichtlich der floristischen Veränderungen 1978/79–1995/96 fällt auch hier die rapide **Zunahme** (Abb. 4) des eingewanderten *Allium ursinum* auf (von 0 auf 10 TQ). Ebenso stark erscheint die Zunahme einer zweiten Schattenpflanze: *Fagus sylvatica* (Jungwuchs in der Feldschicht). Ein Dunklerwerden des Bestandes währt bereits seit dem Fällen der ersten alten Mittelwald-Eiche ca. 1970. Weniger starke Zunahmen sind zu verzeichnen bei *Ficaria verna* (von 20–22 auf 25 TQ[2]), *Arum maculatum* (von 5 auf 11; in den anderen drei DQ nimmt er deutlich zu), *Circaea lutetiana* (von 2 auf 6) und, seit Ende der 80er, bei *Mercurialis perennis* (von 5 in 1978–1987 auf 10). Die Gruppen der zunehmenden Arten haben eine deutlich höhere mittlere Reaktions- (7,2) und Stickstoffzahl (7,4) als die folgenden Gruppen (mR = 6,0; mN = 5,3–5,6).

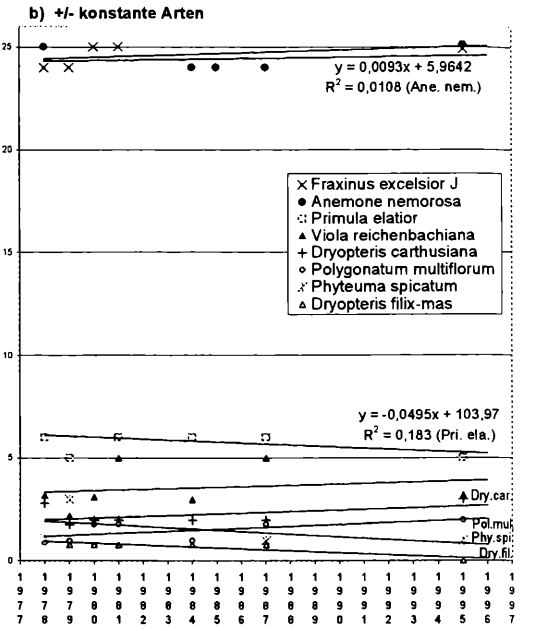
Mehr oder weniger **konstant** blieben offenbar die Populationen von *Anemone nemorosa* und *Fraxinus excelsior*, beide in 24–25 Teilquadraten, sowie diejenigen von *Primula elatior, Viola reichenbachiana, Phyteuma spicatum, Dryopteris carthusiana, Polygonatum multiflorum* und *Dryopteris filix-mas*. Diese Gruppe ist überwiegend mesophil und weist eine höhere mittlere Lichtzahl (4,0) auf als die Gruppen der zunehmenden (2,5 bzw. 3,5) und abnehmenden (3,3) Arten.

Zu den **abnehmenden Arten** gehören die gänzlich ausfallenden Sippen *Athyrium filix-femina* (von 4 auf 0 TQ), *Lamium galeobdolon* (von 3 auf 0) und *Luzula pilosa* (von 1 auf 0 bereits in 1983), aber auch, bei allerdings hoher Fluktuation, *Potentilla sterilis*.

BUCK-FEUCHT (1989: 297f.) stellt bis 1987 eher einen Rückgang der Deckung von *Ficaria verna* zu Gunsten von *Anemone nemorosa* fest.

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





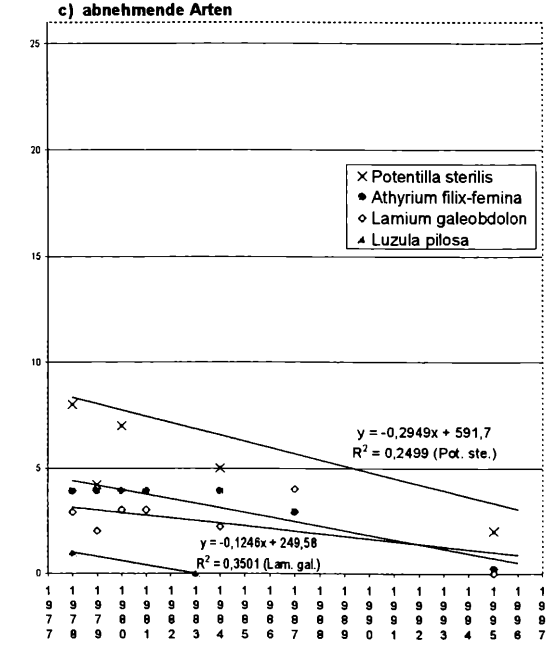


Abb. 4a–c: Dynamik der Krautschichtarten auf Dauerfläche 2, gemessen an der Zahl der besiedelten 4 m²-Teilquadrate.

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

In den 80er Jahren von der Durchforstung profitiert haben offenbar *Rosa arvensis* (L = 5), die aber im Winter 86/87 stark verbissen wurde, und *Milium effusum* (L = 4), also ausgesprochen wenige Pflanzen. Zu den nur kurzfristig aufgetretenen oder stark fluktuierenden Pflanzen gehören *Carpinus betulus* J, *Quercus robur* J, *Tilia cordata* J, *Prunus avium* J, *Hedera helix, Carex sylvatica* und *Veronica chamaedrys*. 1995 traten erstmals Arten auf, deren Status (sich etablierend oder nur kurzfristig auftretend) noch unklar ist[3]: die Stickstoffzeiger *Sambucus racemosa* (2 Teilquadrate) und *Geum urbanum* (1), sowie *Galium odoratum* (1), *Impatiens noli-tangere* (1) und *Crataegus laevigata* (1). Unweit südlich der Fläche verläuft ein Forstweg, von dem aus mit Störungen zu rechnen ist.

4.3. Dauerquadrat 3

Die Vegetation in DQ 3 hat große Ähnlichkeit mit der von DQ 1 (*Scilla*-Fazies nach BUCK-FEUCHT 1980, 1989). Allerdings spielt hier die Buche eine geringere Rolle, da sie erst als Stangenholz vertreten ist. Auf der Fläche stocken eine alte Linde (*Tilia cordata*), eine Kirsche (*Prunus avium*) und eine Esche (*Fraxinus excelsior*). 1979/80 wurde eine Eiche (*Quercus robur*) am nördlichen Rand gefällt, sowie einzelne (3?) der ehemals 12 Buchenstangen. Zusätzliche Buchenstangen wurden im näheren Umkreis herausgeschlagen. Der relative Lichtgenuss lag vor der Durchforstung (1979) bei 0,6–1,6%, danach bei 8–12% (1980), 3–6% (1982) und 2,5–4% (1986).

Als besonders stark **zunehmend** erweisen sich auch hier *Allium ursinum* (von 10–11 auf 25 TQ; +138%) und *Mercurialis perennis* (von 6–7 auf 19; +192%), aber auch *Euonymus europaea* (von 0 auf 5); eine schwache Zunahme ist bei *Sanicula europaea* und bei der 1995 neu auftretenden *Circaea lutetiana* (beide von 0 auf 1) zu verzeichnen. Nach der Auflichtung zugenommen hat *Lamium galeobdolon*, die seitdem auf dem höheren Niveau bleibt ohne wieder abzunehmen (Abb. 5). Die einzigen, sich bei der zu Grunde gelegten Methode als konstant erweisenden Arten sind *Ficaria verna*, die sowohl 1979 als auch 1996 14 TQ besiedelt, sowie *Crataegus laevigata* J und *Carpinus betulus* J (in 1 TQ). Wie in DQ 1 ist auch hier davon auszugehen, dass *Scilla* zu jeder Zeit in allen TQ vertreten war und ist und damit ebenso zu den Konstanten hinsichtlich der Zahl der bewohnten TQ gehört, auch wenn die Zahl der Individuen pro Teilquadrat erheblich gesunken ist.

Zu den schwach **abnehmenden Arten** gehören *Polygonatum multiflorum* (von 8–9 auf 3), *Cardamine pratensis* (von 2–4 auf 0) und *Campanula trachelium* (von 1–3 auf 0). Stärker fallende Trends ergeben sich für *Anemone nemorosa* (von 24 auf 18), *Viola reichenbachiana* (von 22–23 auf 15), *Phyteuma spicatum* (von 10–11 auf 1) und *Paris quadrifolia* (von 7–9 auf 2). Deutlich schrumpfen die Teilpopulationen von *Ranunculus auricomus* (von 9–11 auf 2) und die des Aronstabs (*Arum maculatum*; von 23 auf 7; –70%). Diese Arten sind hinsichtlich ihrer bodenchemischen Präsenzbereiche heterogen. *Anemone nemorosa* ist im Gebiet eher eine Art geringerer (mittlerer) Trophie und Bodenreaktion (s. Kap. 2). Deutlich höher sind die Ansprüche der Gewinner: Der noch stärker abnehmende Aronstab hat die gleichen bodenchemische Faktorenzahlen (R = 7, N = 8) wie das stark zunehmende *Allium ursinum*, ähnliche wie *Mercurialis perennis* (R = 8, N = 7), aber eine um eine Stufe höhere Lichtzahl als beide (L = 3 statt L = 2).

Die Gruppe der in den 80er Jahren **zunehmenden**, in den 90ern aber wieder **abnehmenden** Arten umfasst *Fraxinus excelsior* J, *Prunus avium* und *Milium effusum*, aber auch *Potentilla sterilis, Acer pseudoplatanus* J und *Fagus sylvatica* J. Die kräftig wachsenden Buchenstangen der oberen Strauchschicht/unteren Baumschicht leisten einen bedeutenden Beitrag zur Beschattung des Bodens. Die anfangs populationsdynamisch sehr stabile *Primula elatior*[4] ist

---

Diese Arten werden für die Berechnung mittlerer gewichteter Zeigerwerte 1978/79–1995/96 mit herangezogen.

Die Schlüsselblumen konnten früher als Fixpunkte bei der Kartierung genutzt werden, da sie ihre Position ebensowenig änderten wie Baumstümpfe und Bäume.

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

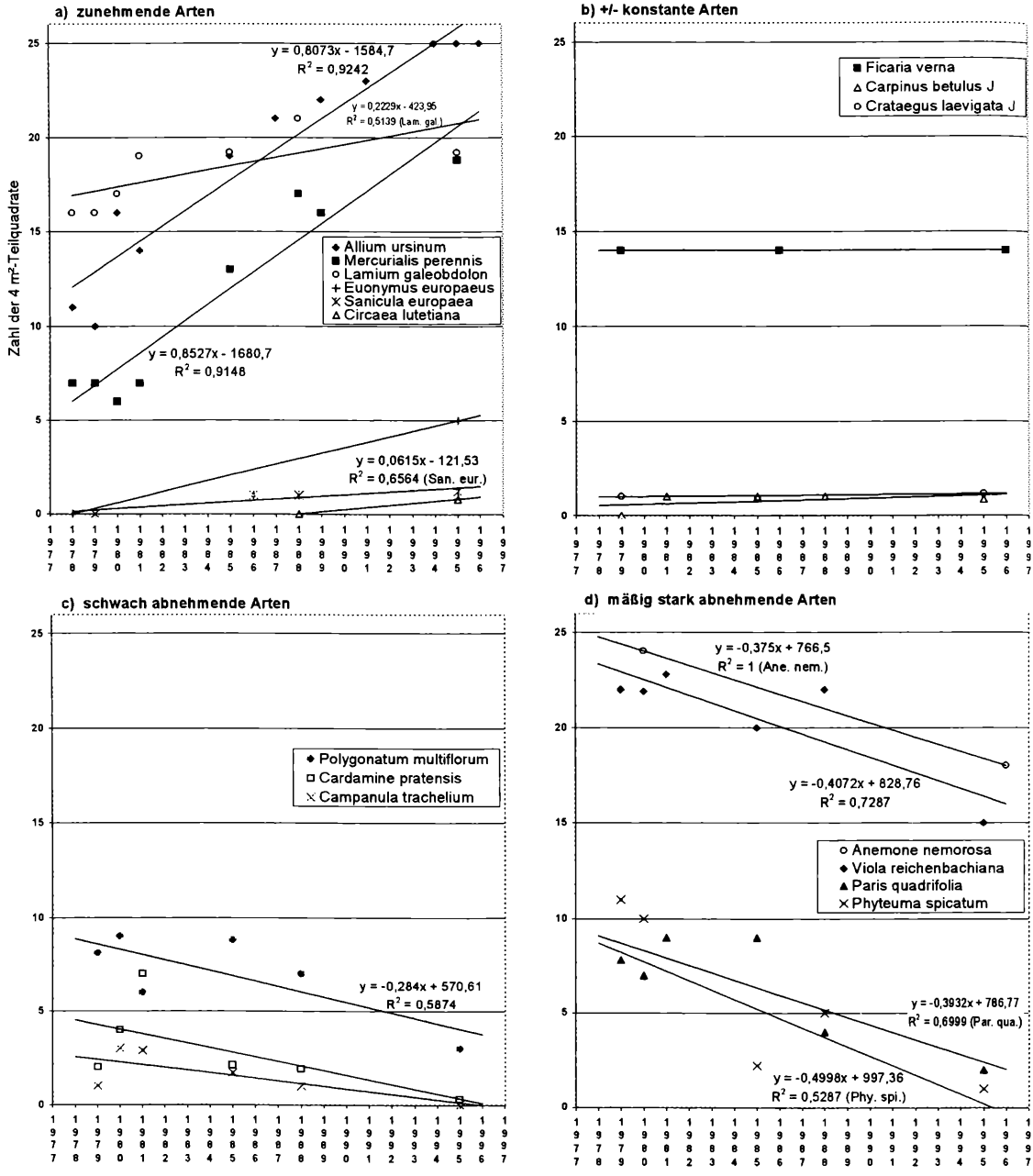


Abb. 5a–d: Dynamik der Krautschichtarten auf Dauerfläche 3, gemessen an der Zahl der besiedelten 4 m²-Teilquadrate.

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

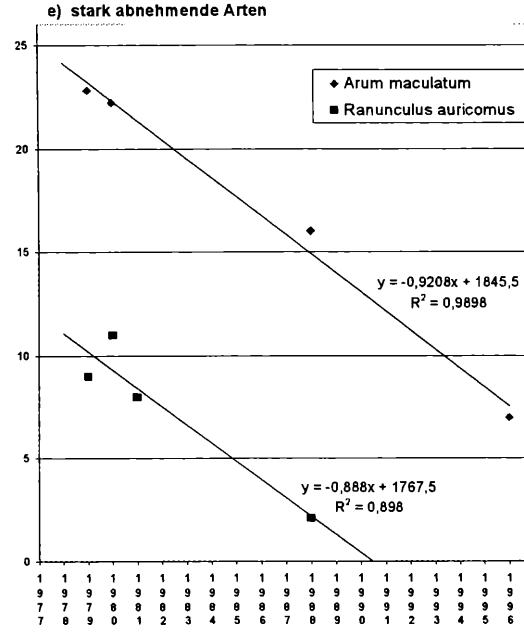


Abb. 5e: Dynamik der Krautschichtarten auf Dauerfläche 3, gemessen an der Zahl der besiedelten 4 m²-Teilquadrate.

1992 plötzlich stark zurück gegangen. Die 1995 verbliebenen Exemplare zeigen teilweise starke Fraßspuren. BUCK-FEUCHT (1989: 294) weist auf eine mögliche Unverträglichkeit mit dem sich ausbreitenden *Allium ursinum* hin. Starken Fluktuationen unterliegen die Zahlen von *Quercus robur* J und *Tilia cordata* J; *Moehringia trinervia* und *Geum urbanum* kamen kurzfristig in den ersten Jahren nach der Auflichtung vor, sind aber auch Störungs- und Stickstoffzeiger. In diese Gruppe aufgenommen wurde zudem *Lonicera xylosteum*, vor der Durchforstung als ca. 40 cm hoher Strauch vorkam und wohl versehentlich entfernt wurde. Letztere Art wird daher bei den Berechnungen mittlerer gewichteter Zeigerwerte nicht berücksichtigt.

4.4. Dauerquadrat 4

Diese Dauerfläche wurde 1978 in eine *Allium ursinum*-Fazies gelegt und umfaßt eine alte Mittelwald-Eiche, eine Hainbuche und bis zum Jahr 2000 10 Buchenstangen. Anfang 1979 wurde im südostlichen Teil der Fläche eine ältere Linde (*Tilia cordata*) und eine ca. 90-jährige Eiche wenig außerhalb der Südost-Ecke geschlagen. Von ursprünglich ca. 1–2% relativem Lichtgenuss, stieg die Einstrahlung auf 5–12% (1979) und ging auf 3–8% (1982) und 2,5–5% (1986) zurück. Nach BUCK-FEUCHT (1989: 301) zeigt dieses Dauerquadrat, in dem *Allium ursinum* schon vor der 1979er Durchforstung zu 100% deckte (dies. 1989: 300), die geringsten Populationsveränderungen aller vier Dauerbeobachtungsflächen (bis 1987).

Keine der vorkommenden Arten zeigt eine Zunahme der Zahl von ihr besiedelter TQ im Zeitraum 1979 bis 1995/96, wodurch sich dieses zugleich artenärmste DQ von den anderen drei DQ deutlich unterscheidet. Aber es erweisen sich außerdem auch nur zwei Arten als +/– **konstant** (Abb. 6): die beiden Schattenpflanzen (L = 2) *Allium ursinum* und *Polygonatum multiflorum*. Fünf Arten zeigen eine Reduktion ihrer Populationen. Eher langsam ist die **Abnahme** von *Ficaria verna*, die allerdings 1996 verschwunden ist (von 3 auf 0 TQ). Mäßig stark nehmen *Anemone nemorosa* (von 10 auf 2), *Arum maculatum* (von 10–15 auf 4) und *Fraxinus excelsior* J (von 5–16 auf 2) ab. Der Eschen-Jungwuchs unterliegt ziemlich hohen Fluktuationen und wird stark verbissen. Am schnellsten erfolgte der Rückgang bei *Scilla* (von 21 auf 5 TQ; Hochrechnung der Entwicklung in den KQ). Alle diese Arten

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

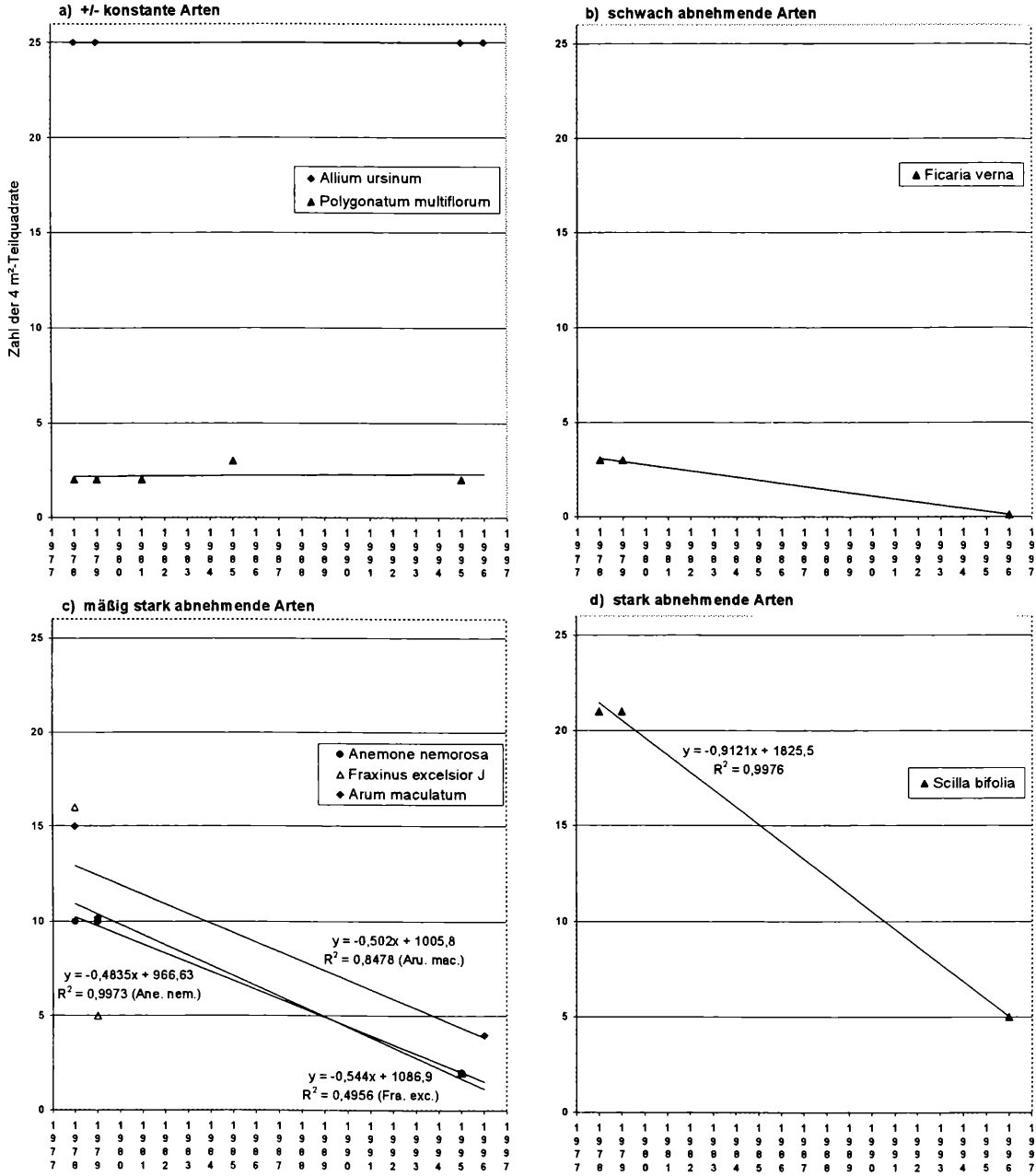


Abb. 6a–d: Dynamik der Krautschichtarten auf Dauerfläche 4, gemessen an der Zahl der besiedelten 4 m²-Teilquadrate.

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

waren vor 1979 noch deutlich vertreten, sind aber später immer mehr vom dichter (und höher?) werdenden Bärlauch verdrängt worden, bis die Mehrzahl von ihnen in diesem DQ ganz ausgestorben ist. Allein die recht hoch werdende Weißwurz (*Polygonatum multiflorum*) konnte der Verschattung bislang (1995/96) entgehen und ihre Population halten.

Eine Reihe von Arten hatte ihr Maximum in den früheren 80ern, was auf die Auflichtung und eine rückebedingte Störstelle im Quadrat zurückgeführt werden kann (BUCK-FEUCHT 1989: 301–304): *Carex sylvatica, Milium effusum, Athyrium filix-femina, Potentilla sterilis* und *Circaea lutetiana*. Diese Arten fehlten vor der Durchforstung und waren bis auf *Milium effusum* spätestens 1995 wieder verschwunden. Arten mit stärkeren Fluktuationen bzw. nur kurzfristigem Auftreten sind *Epilobium montanum* und *Ranunculus auricomus*, die beide wohl auch von der Auflichtung profitiert haben, sowie *Quercus robur* J, *Tilia cordata* J, *Phyteuma spicatum, Cardamine pratensis* und *Epipactis purpurata*.

Angemerkt sei, dass alle Veränderungen der mittleren Faktorenzahlen (Tab. 1) auf dem Rückgang von Arten beruhen, da es (von 1978 bis 1995/96) außer *Allium* keine zunehmenden Arten in dem DQ mehr gibt. Auf der an sich schon floristisch monotonen Fläche sind zum Schluss nur noch relativ wenige Feldschicht-Arten mit Zeigerwerten vertreten, nämlich vier bis sieben.[5] Die starke Reduzierung der mittleren Lichtzahl beruht nur teilweise auf einer Zunahme des Kronenschlusses und der Deckung der Baumschicht. Vielmehr ist sie Ausdruck der immer mehr zunehmenden Verdrängung von Pflanzen höherer Lichtansprüche durch *Allium ursinum*.

Die in den anderen drei Dauerquadraten neben *Allium ursinum* (R = 7) deutlich zunehmende Art *Mercurialis perennis* (R = 8) fehlt DQ 4 von Anfang an. Dies mag an einer zu hohen Bodenacidität liegen. Tatsächlich findet sich in DQ 4 freier Kalk erst in 1–2,5 dm größerer Tiefe als in DQ 1 und 3 (BUCK-FEUCHT 1980: 492, 494, 501). In DQ 2, wo das Bingelkraut die geringsten Anteile besitzt, liegt die Obergrenze freien Kalks zwar noch 1,5 dm tiefer als in Q4. Eine notwendige Kalkversorgung wird aber möglicherweise durch zuströmendes carbonatisches Quellwasser gewährleistet.

5. Schlussfolgerungen und Diskussion

5.1. Standortfaktoren

Aus der Analyse der einzelnen Dauerquadrate und der Zusammenschau der Veränderungen der mittleren gewichteten Faktorenzahlen für alle vier Flächen zusammen ergibt sich, dass nur einer der betrachteten Standortfaktoren im Zeitraum 1978/79 bis 1995/96 annähernd konstant geblieben ist: Eine allgemeine Veränderung der **Bodenfeuchte** wird durch die Bodenvegetation nicht angezeigt. Die aufsummierten Differenzen der mittleren gewichteten Feuchtezahlen der Untersuchungsflächen ergibt den Wert +0,02 (Tab. 1). Klimatische Untersuchungen stellen für die östlich des mittleren Neckar gelegene Region der Einzugsgebiete von Rems, Fils, Lauter und Erms nur einen nicht signifikanten, leichten Anstieg der Niederschläge fest (+ ca. 20 mm/100a, im Winter!, 1895–1994), während der allgemeine Trend in Baden-Württemberg einer deutlichen Zunahme von 80–140 mm entspricht (SÁNCHEZ PENZO et al. 1998). In der jüngeren Vergangenheit (1961–1990) hat auch im Gebiet der Niederschlag um 20–30% zugenommen, wie eine, allerdings kleinmaßstäbige, Darstellung ergibt (Rapp 1997: Fig. 6, +30–40% im Winter, –10% im Sommer)[6]. Diese Niederschlagzunahme erfolgt vor allem im Winter und ist daher möglicherweise weniger vegetationswirksam. Eine Veränderung der Entwässerungssituation (Wirksamkeit von Gräben, Schüttung von Quellen) im Hohen Reisach ist nicht offensichtlich (obs. BUCK-FEUCHT).

Da ökologische Zeigerwerte nicht mit Meßgrößen gleichgesetzt werden können, sondern erst durch die Auswertung von Pflanzengruppen orientierenden Charakter gewinnen, sind auf nur wenigen Arten beruhende Mittelwerte kritisch zu betrachten.

Hier sei angemerkt, dass sich meßtechnisch bedingt die Niederschlagssumme deutlich erhöht, wenn Niederschlag nicht als Schnee sondern als Regen niedergeht, wovon bei einer Erwärmung natürlich ausgegangen werden muß (siehe auch RAPP 1997).

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

Tabelle 1: Mittlere, gewichtete Zeigerwerte für die Krautschichtvegetation der Dauerquadrate 1978/79 (a) und 1995/96 (b) und ihre Differenzen. AZ: Zahl der vorkommenden und mit Zeigerwerten belegten Arten. *Anemone nemorosa* wird mit den lokalen Zeigerwerten R_{lok} = 5 und N_{lok} = 5 einbezogen. +++++: Differenz > (+)0,45, ++++: 0,35 – 0,45, +++: 0,25 - < 0,35, ++: 0,15 - < 0,25, +: > 0,05 - < 0,15, +/-: 0,05 -0,05, < -0,05 < -0,15, -0,15 < -0,25, -0,25 -0,35 , < -0,35 -0,45, -----: < -0,45.

Dauer-fläche	mL'		mT'		mK'		mF'		mR'		mN'	
mittlere, gewichtete Zeigerwerte:												
	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b
1	3,55	3,60	5,58	5,73	3,33	3,24	5,54	5,66	6,60	6,83	6,04	6,27
AZ DQ1	26	20	15	12	26	22	23	19	23	20	24	20
2	3,98	3,69	5,26	5,25	3,14	3,05	5,51	6,00	6,32	6,53	6,18	6,49
AZ DQ2	20	23	9	15	21	25	18	21	15	20	18	23
3	3,92	3,61	5,75	5,64	3,51	3,40	5,81	5,78	6,73	6,92	6,36	6,43
AZ DQ3	17	18	8	11	18	19	16	16	17	18	16	17
4	3,40	2,67	6,04	6,17	3,10	2,66	6,26	6,10	6,75	6,85	6,88	7,34
AZ DQ4	7	6	5	4	9	7	8	6	8	5	9	7
Differenzen:												
1	+0,05	+/-	+0,15	++	-0,09		+0,12	+	+0,23	++	+0,23	++
2	-0,29		-0,01	+/-	-0,09		+0,09	+	+0,21	++	+0,31	+++
3	-0,31		-0,11		-0,11		-0,03	+/-	+0,19	++	+0,07	+
4	-0,73		+0,13	+	-0,44		-0,16		+0,10	+	+0,46	+++++
Σ_{1-4}	**-1,28**		**+0,16**		**-0,73**		**+0,02**		**+0,73**		**+1,07**	

Deutlich verändert haben sich die mittleren Zeigerwerte zur **Temperatur** (+0,16) und **Kontinentalität** (–0,73). Dies entspricht dem auch von meteorologischer Seite festgestellten Trend einer zunehmenden Erwärmung. Im Zeitraum 1896–1995 hat sich das Klima in Deutschland nach RAPP (1997, 2000) um 0,5–1,1 °C erwärmt, im Zeitraum 1966–1995 sind besonders im Winter (Dez.-Feb.) zunehmende Temperaturen festzustellen. 1994 war bis dahin das wärmste, gemessene Jahr (Stuttgart-Hohenheim: 10,6 °C; 2000: 10,8 °C). Für das Untersuchungsgebiet ergibt sich ein Anstieg der Jahresmitteltemperatur von über 2 K vom Ende der 1960er Jahre (8,5 °C) bis Ende der 1990er Jahre (über 10,5 °C; http://www.uni-hohenheim.de/~www120/METEO/meteografiken.html, status quo Oktober 2001).

Das Klima Nord- und Mitteldeutschlands ist, gemessen an der Temperaturdifferenz zwischen Sommer und Winter, maritimer geworden, das Südwest-Süddeutschlands allerdings etwas kontinentaler (RAPP 2000). Letzteres scheint zunächst nicht mit dem phytoindikatorischen Befunden im Gebiet übereinzustimmen. Die an der Station Stuttgart-Hohenheim (407 m ü. NN) gemessenen Extremtemperaturen weisen allerdings auf einen schwachen Ozeanisierungstrend auch im Großraum mittlerer Neckar hin[7]: Die Differenz zwischen wärmsten und kältesten Jahr war im Zeitraum 1878–1990: 3,8 K, 1931–1960: 3,0 K und 1961–1990: 2,6 K, nimmt also in jüngerer Vergangenheit ab (http://www.uni-hohenheim.de/~www120/METEO/meteodaten.html). Eine kurzfristigere Betrachtung zeigt eine

Genaugenommen gelten Klimawerte nur für die Meßstation selber. Für Kirchheim/Teck und Umgebung liegen keine längeren Meßreihen (DWD) vor.

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

kontinentalere Periode Mitte der 1980er Jahre, während sich der unmittelbar vorausgehende und der folgende Zeitraum als eher ozeanisch erweisen. Die Kontinentalität ist etwas schwächer im Zeitraum vor der Einrichtung der Dauerflächen als heute. In den 1950er und 60er Jahren waren die Jahresamplituden aber allgemein weiter als in den 1990er Jahren. RAPP (1997, 2000) stellt allgemein fest, dass die Erwärmung insbesondere in den letzten Winterjahrzehnten, vor allem aber im Zeitraum 1988–1995 besonders intensiv ist (1–2 K). In diesen Zeitraum fällt eine plötzliche Zunahme von *Allium ursinum* in DQ 1 (Abb. 3a) und eine plötzliche Abnahme von *Arum maculatum* (Abb. 3d), in DQ 2 steigt *Mercurialis perennis* (K=3) plötzlich an (Abb. 4a). Beide erstgenannten besitzen die Kontinentalitätszahl 2, zeigen aber ein gegenläufiges Verhalten, wodurch die Bedeutung des Faktors Ozeanität für die festgestellten floristischen Veränderungen von eher sekundärer Rolle zu sein scheint. Allerdings ist das ökologische Wirkungsgefüge vielfältig und im Einzelfall löst sich die herrschende Wirkung eines Faktors durch die eines anderen ab.

Sicher ist das festgestellte allgemeine Absinken der mittleren Kontinentalitätszahl auch durch ein ausgeglicheneres Bestandesklima als Folge dichter werdender Baumschichten zu erklären. Dieses gilt aber nicht nur vor dem Hintergrund der Durchforstungsmaßnahme (1979), die ja als innerhalb des Untersuchungszeitraumes weitgehend ausgeglichen betrachtet wurde, sondern insbesondere auf Grund des forstlichen Nutzungswechsels. Bis Anfang des 20. Jahrhunderts wurde das Reisach noch als sehr schmal parzelliger Eichenschäl-Mittelwald mit Eiche als Überhältern genutzt. Die alten Überhälter sind auch heute noch teilweise vorhanden und als solche zu erkennen, werden aber durch forstliche Nutzung immer weniger. Die Eiche wächst allgemein nicht nach, stattdessen aber die Rotbuche. Das Reisach ist also ein vergleichsweise junger Hochwald, der gerade überhaupt die erste Hochwald-Generation entwickelt hat („sekundäre progressive Sukzession").

Jedenfalls geht auch die gegenwärtig rasche allgemeine (winterliche) Temperaturzunahme (bis zum Winter 2001/2) mit plötzlichen Veränderungen in der Bodenvegetation im Hohen Reisach einher, was den witterungsklimatischen Einfluss bzw. den Einfluss klimatischer Fluktuationen unterstreicht. Die Veränderung der klimatischen Bedingungen spiegelt sich auch in der **Phänologie** im Hohen Reisach wider. So lag der Blühbeginn von *Scilla bifolia* im Jahr 2001 vor dem 26. Februar (eigene Beobachtungen). Das ist 3–4 Wochen vor dem entsprechenden Termin in den Jahren 1980 und 1981 und sogar 4–5 Wochen vor demjenigen in den Jahren 1983 bis 1987 (BUCK-FEUCHT 1989: 271). Zu ähnlichen phänologischen Ergebnissen kommt DIERSCHKE (2000) für submontane Buchenwälder bei Göttingen, wo er eine Erwärmung seit 1989/1990 feststellt. Auch die derzeitige Ausbreitung vieler submediterraner und ozeanischer Arten wie z.B. einiger Orchideen (*Aceras anthropophorum*, *Himantoglossum hircinum* und *Anacamptis pyramidalis*; alle T = 7, K = 2) seit den achtziger Jahren (KÜNKELE & BAUMANN 1998: 398ff.) und einiger subozeanischer und submediterraner Moose (NEBEL 2000) in Baden-Württemberg kann als Konsequenz veränderter klimatischer Bedingungen gesehen werden, wie auch die Neuansiedlung der atlantisch-mediterranen Küsten-Art *Crithmum maritimum* an der Küste Helgolands (KREMER & WAGNER 2000). Noch in der jüngeren Vergangenheit standen hinsichtlich der Kausalitätsanalyse von Veränderungen der Waldbodenvegetation anthropogene Einflüsse (Versauerung, Eutrophierung) im Vordergrund (siehe Übersicht z.B. bei SCHMIDT 1991). Klimatische Veränderungen, ob anthropogen oder natürlich, werden künftig stärker zu beachten sein. Auf mögliche Konsequenzen insbesondere einer Erwärmung des Klimas für den Wald und die Forstwirtschaft gehen z.B. THOMASIUS (1991), WAGENKNECHT (1997) und SAYER & REIF (1999) ein. Der Aspekt einer zunehmenden Ozeanität wurde allerdings bisher auch hier eher wenig beachtet.

Die Zeigerwertanalysen deuten aber ebenso eine sehr deutliche **Veränderung chemischer Bodenfaktoren** an: Positive Änderungen bei der **Bodenreaktion** (+0,73) und insbesondere hinsichtlich der **Stickstoff-** bzw. **Nährstoffversorgung** (+1,07). Hierin widerspiegeln sich vermutlich überwiegend atmosphärische Stickstoffeinträge, eine Regeneration der Waldböden und eventuell klimatisch begünstigte erhöhte Mineralisationsraten im Waldboden. Über letzteres ist bislang wenig bekannt. Durch wärmere Winter wird aber der Zeit-

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

raum verkürzt, in dem kältebedingt das Bodenleben und damit der Abbau organischer Substanz ruht. In milden Wintern ist mit erhöhter Mineralisation zu rechnen. Dass Stickstoffeinträge über die Luft bedeutend sind, ist inzwischen vielfach belegt (z.B. ULRICH 1975, ZEZSCHWITZ 1985, ULRICH et al. in ELLENBERG et al. 1986: 406, BÜCKING 1993, SCHMIDT 1999) und bildet sich auch immer wieder in der veränderten Zusammensetzung der Waldbodenvegetation ab (ELLENBERG jun. 1985, WILMANS et al. 1986, KUHN et al. 1987, ROST-SIEBERT & JAHN 1988, DIEKMANN & DUPRÉ 1997). Stickstoffzeiger sind insbesondere in stadtnahen Wäldern häufiger (TRAUTMANN 1976, TREPL 1982, BÖHLING 1992).

Vor dem Hintergrund oft zu beobachtender Versauerung der Böden, der aber keine oder nur selten eine Zunahme von Säurezeigern folgt (BUTZKE 1984, WITTIG et al. 1985, BÜRGER 1988, RIEDINGER 1995, SCHMIDT 1999), erscheint die Abnahme der Bodenacidität, wie sie die Vegetation im Reisach reflektiert, bemerkenswert. Bisher wurde im Gebiet eher eine Versauerung erwartet (BUCK-FEUCHT 1986). In Abhängigkeit vorherrschender Immissionen (alkalische Stäube durch entsprechende Emittenten, städtische Bautätigkeit) werden andernorts aber durchaus auch Zunahmen der Basenversorgung im Boden und die Zunahme von Basenzeigern, wenigstens aber das Ausfallen von Säurezeigern festgestellt (BUTZKE 1968, KNABE 1984, MÖLLER 1987, BÖHLING 1992). Denkbar ist auch, dass ein Rückgang saurer Immissionen (z.B. SO_2) Wirkung zeigt. Im Hohen Reisach wird auch die bereits angesprochene Umstellung von intensiv genutztem Mittelwald (mit Streunutzung?) auf bodenpflegenden Hochwald (sogar Schonwald) Wirkung zeigen. Durch die Aktivität der Basenpumpe Baum und bioturbate Prozesse findet eine Regeneration der Oberböden statt. Zwischenzeitlich waren zudem saure Streu liefernde Nadelgehölze (*Pinus sylvestris, P. strobus*; s. Kap. 2) gepflanzt worden, deren Spuren inzwischen aber nicht mehr auffindbar sind[8]. Insbesondere die Zunahme der mittleren Reaktionszahl zeigt, dass sich der Wald inzwischen wieder hinsichtlich seines Nährstoffhaushaltes und seiner „ursprünglichen" Flora selber regeneriert hat bzw. noch dabei ist, dies zu tun.

Am ausgeprägtesten ist allerdings die phytoindikatorisch angezeigte Abnahme des **Lichteinfalls** am Waldboden (–1,28) als Folge ausgebliebener Durchforstung innerhalb der letzten 20 Jahre. Waldschadensbedingte Kronenauflichtungen (Eiche) werden durch die zunehmende Beschattung in Folge in jüngerer Vergangenheit nachwachsender Buchen ausgeglichen. Die frühjahrsfeuchten, im Sommer schrumpfrissigen Tonböden galten lange Zeit als kaum buchenfähig, was sich als nicht richtig herausgestellt hat (siehe auch SCHMIDT 2000). Tatsächlich zeigt sich auch hier die Durchsetzungsfähigkeit von *Fagus sylvatica* gegenüber *Fraxinus excelsior* und *Quercus robur*, wobei letztere ihre Existenz ganz überwiegend forstlicher Pflege verdankt.

Verstärkt wird die Beschattung des Bodens zudem durch die Krautschicht selber, speziell durch die relativ hoch und dicht werdenden Arten Bärlauch und Bingelkraut. Diese verdrängen zusätzlich die niedrigerwüchsigen, stärker lichtbedürftigen Arten. Eine bessere Nährstoffversorgung, wie sie ja gegeben zu sein scheint, erhöht zugleich die Schattentoleranz mancher Waldbodenpflanzen bzw. reduziert ihre Lichtansprüche (ELLENBERG 1986: 96): Gute Nährstoffversorgung ermöglicht Wachstum bei weniger Licht. Dies könnte erklären, warum im Reisach die Verdunklung mit einer Zunahme des Deckungsgrades der Krautschicht einhergeht.

Nach GATTER (2000: 397) findet seit 1950 in Südwestdeutschland eine kontinuierliche Zunahme der Stammvolumen (bei Buche + 20 %; ders.: 369) und der Baumhöhen (bei Buche um 5–10 %; im Durchschnitt um 7–10 m) statt, so dass die Wälder dunkler und das Waldinnenklima „atlantischer" werden. Ursachen hierfür sind auch nach seiner Meinung wohl die Regeneration der Wälder nach der allgemeinen Degradation und Zerstörung im 18. Jahrhundert, die aktuelle, immissionsbedingte Eutrophierung, der Anstieg des atmosphärischen Kohlendioxidgehaltes und die Klimaerwärmung. Diese Faktoren verbessern die Ernährungssituation und verlängern die Vegetationsperiode.

Ob die Kiefern früher auch auf den Dauerquadraten selbst stockten ist nicht mehr feststellbar.

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

Unter den Standortfaktoren ist schließlich auch der Faktor **Wildverbiss** bzw. Äsung zu beurteilen. Gelegentlich kann derzeit wie auch schon früher beobachtet werden, dass die Blattspitzen von *Scilla bifolia* flächig abgeäst worden sind. Das Fraßmuster deutet auf Rehwild hin. Der Verbiss dürfte aber allgemein im letzten Jahrzehnt zurückgegangen sein. Anwohner berichten, dass Rehe (und auch Hasen) früher viel häufiger gewesen seien. Seitens des Forstamtes wurden Anfang der 80er Jahre kleine Wildschutzzäune errichtet, um die Auswirkungen der damals hohen (Reh-)Wilddichte auf die Vegetation zu demonstrieren. In jüngerer Zeit zunehmende Freizeit-Aktivitäten wie Joggen oder das Ausführen (nicht angeleinter) Hunde vertreiben das Wild. Damit kann die (Reh-)Wildäsung wohl kaum für den Rückgang des Blausterns verantwortlich gemacht werden. Bemerkenswert ist, dass trotz Rückgang der Wilddichte die sonst verbissenen Arten nicht wieder zugenommen haben. Dies betrifft insbesondere *Phyteuma spicatum* und *Lilium martagon*. SCHMIDT (1988) berichtet, dass auch *Anemone nemorosa* stark unter Wild leidet, speziell unter Rehen. Aktuell werden immer wieder Hasen im Gebiet der Dauerflächen beobachtet.

5.2. Dynamik der Feldschicht-Flora

Die veränderte Konstellation der Standortfaktoren hat **Verschiebungen im Konkurrenzgleichgewicht** in der Waldbodenvegetation zur Folge, da die Standortpräsenzen bzw. Nischen der Pflanzen unterschiedlich sind. Nur zwei, allerdings unter den gegebenen Bedingungen ausgesprochen konkurrenzstarke Arten werden begünstigt (Tab. 2, Abb. 7a+b): *Allium ursinum* und *Mercurialis perennis*, beide ausgesprochen schattentolerante, ozeanische Arten basischer und stickstoffreicher Böden, sind **Gewinner**. Alle anderen Arten nehmen allgemein ab, vor allem deshalb, weil sie von den beiden „Invasoren" durch Überwachsen und anschließendes Ausdunkeln, Überdecken mit einziehenden, absterbenden Blättern sowie eventuell durch allelopathische Wirkungen[9] verdrängt werden. Zu den eindeutigen **Verlierern** gehören die mesophilen Arten. *Anemone nemorosa* (Abb. 7c) kann zwar recht alt werden, nach ERNST (1979: 361) 25–30 Jahre, ist aber nicht in der Lage, mit dem Höhenwachstum der beiden Gewinner mitzuhalten. Geschwächt werden könnte die Art zudem durch zwei Blatt-Rostpilze (*Ochropsora ariae* und *Tranzschelia anemones*) sowie den rhizom-parasitischen Ascomyceten *Sclerotinia tuberosa* (ERNST 1983). Bezeichnend ist, dass sich das hochwüchsige *Polygonatum multiflorum* noch einigermaßen halten kann. Eine Neuansiedlung der ca. 35 Jahre alt werdenden Art wurde aber nicht beobachtet. Nach WITTIG (1999) reagieren beide Arten empfindlich auf immissionsbedingte Bodenveränderungen.

Auch der Aronstab, mit im Vergleich zu den beiden Gewinnern recht ähnlichen Standortspräsenzen, nimmt auf drei der vier Dauerflächen ab. Das im Frühjahr teilweise sogar überrieselte DQ 2 ist offenbar zu feucht für *Allium ursinum* und *Mercurialis perennis*. Hier nimmt er dann sogar deutlich zu, worin sich Verdunkelung, Eutrophierung und Alkalisierung als Gunstfaktoren äußern. Eine Beeinflussung der Bestände durch Wildschweine, die dessen Rhizomknollen gezielt fressen (DIERSCHKE & BRÜNN 1993), kommt im Reisach derzeit nicht in Frage.

Infolge Verdrängung ebenfalls deutlich abgenommen haben die Arten hellerer, mesotropherer Standorte wie insbesondere *Viola reichenbachiana, Scilla bifolia* (Abb. 7d) und *Phyteuma spicatum*. Letztere leidet zudem stark unter Wildverbiss. Kleinere Verluste verzeichnen Arten, die der Konkurrenz von Bärlauch und Bingelkraut ausweichen können, indem sie vor oder/und nach diesen aktiv sind bzw. einen Großteil ihres Lebenszyklusses außerhalb der Hauptaktivitätsphase der Konkurrenten absolvieren. Hier sind *Ficaria verna* und *Lamium galeobdolon* zu nennen. In sehr dichten Bärlauch-Beständen haben aber auch

---

Allelopathische Wirkungen von *Allium ursinum* konnten bisher nicht experimentell nachgewiesen werden. Allerdings ist nicht zu übersehen, dass Flächen, auf denen im Frühjahr die Art dichte Teppiche bildet, nach dem Einziehen der Art auffallend vegetationslos bleiben. Andernorts folgt aber durchaus eine Sommerflora (DIERSCHKE & BRÜNN 1993: 133).

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

Tabelle 2: Übersicht der Entwicklung der auf mindestens drei Dauerflächen (ehemals) vorkommenden und einen Trend aufweisenden Arten. Frequenzänderungen auf der Basis der Zahl besiedelter 4 m²-Teilflächen (TQ) klassifiziert nach der Steigung der Trendgeraden. +++: stark zunehmend, +: schwach zunehmend, +/-: konstant, schwach abnehmend, mäßig abnehmend, stark abnehmend, 0: Art nicht aufgetreten.

	DQ 1	**DQ 2**	**DQ 3**	**DQ 4**	**alle Dauerflächen**
Allium ursinum	++	++	+++	+/-	+++++++
Mercurialis perennis	++	+	+++	0	++++++
Ficaria verna	-	+	+/-	-	-
Lamium galeobdolon	-	-	+	0	-
Polygonatum multiflorum	--	+/-	-	+/-	---
Scilla bifolia *	+/-	0	+/-	---	---
Primula elatior	--	+/-	--	0	----
Anemone nemorosa	-	+/-	--	--	-----
Phyteuma spicatum	---	+/-	--	0	-----
Viola reichenbachiana	---	+/-	--	0	-----
Arum maculatum	--	++	---	--	-----

* Die Individuenzahlen der *Scilla* sinken zwar auf allen Flächen stark, da aber in den Quadraten 1 und 3 noch in keinem Teilquadrat die Art ganz verschwunden ist, ist die Art hier methodisch bedingt (Veränderung der Zahl der besiedelten Teilquadrate) als +/- konstant einzustufen. Alle auf diese Weise als konstant (+/-) einzustufenden Arten können tatsächlich deutliche Veränderungen ihrer Populationsdichten erfahren haben.

sie kaum noch eine Chance, wie die Kartierungen zeigen. Die Böden unter dichten *Allium*-Bestände sind in DQ 1, 3 und 4 (inzwischen) durch intensive biotische Bodendurchmischung gekennzeichnet, die eine sehr lockere, bröckelig-krümelige Bodenstrukur zur Folge hat (L-Mull). Die ständige Bodenbewegung wirkt möglicherweise negativ auf das Wachstum von Ausläufer- und Rhizompflanzen, aber auch von flach wurzelnden Hemikryptophyten.

Bei den in Einzelfällen scheinbar konstanten Arten muss auf ein methodisches Problem hingewiesen werden: Wie das Beispiel von *Scilla* zeigt, spiegelt die Veränderung der Frequenz der besiedelten Teilflächen (TQ) nicht unbedingt die Veränderung der Individuenzahlen wider. Die Individuenzahlen des Blausterns haben zwar drastisch abgenommen (Abb. 2, Abb. 7d), aber die Zahl der bewohnten TQ an sich hat sich nur in DQ 4 geändert (Tab. 2). Die Art ist in den übrigen DQ noch nicht ganz ausgefallen ist, sondern verharrt mit sehr kleinen Individuenzahlen. Natürlich ist auch der umgekehrte Fall denkbar, nämlich dass bei konstanter Zahl besiedelter Teilquadrate die Individuenzahl steigt, wofür aber keine konkreten Anhaltspunkte vorliegen.

Den Verschiebungen im Artenspektrum folgt keine gleichsinnige Zu- oder Abnahme der **Artenzahlen** (Abb. 7e): In DQ 3 ist die Zahl der auftretenden Pflanzenarten annähernd konstant (von 20 auf 19: –5%), in DQ 1 sinkt sie um 19% (von 26 auf 21). In DQ 2 steigt sie dagegen um 18% (von 22 auf 26). Besonders auffällig sind dagegen nur die Artenverluste von 31% (von 13 auf 9) in DQ 4. Diese Fläche war früher (1978) schon sehr *Allium ursinum*-reich (Bärlauch-Fazies) und stellt möglicherweise ein Stadium dar, das die übrigen Quadrate erst zukünftig erreichen werden, womit dann auch hier ein deutlicher Rückgang der α-Diversität gegeben wäre. Auch eine Naturverjüngung der Baumschicht fällt hier aus.

Der Vergleich der Dynamik gemeinsamer Arten in **anderen Dauerflächenuntersuchungen** ergibt teilweise Übereinstimmungen, teilweise Abweichungen als Folge unterschiedlicher Waldgesellschaften, Untersuchungszeiträume, ökologischer Rahmenbedingungen und Methoden: Im Bechtaler Wald (1970–1988, *Stellario-Carpinetum*, Oberrhein)

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

nimmt *Allium ursinum*, aber auch *Lamium galeobdolon* zu (BÜCKING 1989). Im Göttinger Wald (1981– 1987, frischer Kalkbuchenwald) verhält sich *Allium ursinum* +/– konstant, *Mercurialis perennis* und *Anemone nemorosa* nehmen zu (SCHMIDT 1988). Im Zeitraum 1981–1991 wird im Göttinger Wald eine auf Kosten von *Mercurialis perennis* erfolgende Verdichtung, aber kaum eine Ausdehnung der *Allium ursinum*-Bestände beobachtet (DIERSCHKE & BRÜNN 1993). *Anemone nemorosa* erweist sich als +/– konstant. In jüngster Zeit hat sich der Rückgang von *Mercurialis* drastisch fortgesetzt, während *Allium* sich fast überall massiv (seit Mitte der 90er) ausgebreitet hat (DIERSCHKE in litt. 4.12.2001). Nach WEBER (1995: 594) nimmt *A. ursinum* im Gebiet SW-Niedersachsen und dem benachbarten Westfalen teilweise ab. In südschwedischen Laubmischwäldern (1935–1976) ist *Mercurialis perennis* hinsichtlich seiner Frequenz +/– konstant, nimmt aber vom Deckungsgrad her zu (PERSSON 1980). KIRBY & THOMAS (2000) stellen in einem 1974/1991-Vergleich in Süd-England bei *Mercurialis* eine Abnahme des mittleren Deckungsgrades von 32,2 auf 24,0 % bei fast gleicher Frequenz (137 und 132) fest. *Arum maculatum* nimmt schon von der Frequenz her stark zu (von 35 auf 64 plots), die ebenfalls atlantische *Scilla non-scripta* (K_{EII} 1) vom mittleren Deckungsgrad her von 3,6 auf 4,7 %. Allerdings werden hier recht verschiedene Waldtypen statistisch untersucht, ohne auf diese speziell einzugehen. Auf den von RIEDINGER (1995) vorgestellten Dauerflächen im baden-württembergischen Stromberg-Gebiet nimmt im Vergleich 1932/1992 die Artmächtigkeit von *Mercurialis perennis* zu, von *Anemone nemorosa* und *Arum maculatum* dagegen ab, während diejenige von *Viola reichenbachiana* konstant bleibt. Im Vergleich 1946/1992 nehmen *Lamium galeobdolon* und *Polygonatum multiflorum* leicht ab. In *Querceto-Carpineten* des Kaiserstuhls (WILMANNS et al. 1986) nehmen seit den 1940er Jahren lichtbedürftige Arten (Bäume, Sträucher, Kräuter) und Verhagerungszeiger (Moose) als Folge der Regeneration ehemals stark genutzter Wälder ab. In windexponierten Lagen tritt *Alliaria petiolata* verstärkt auf, was auf atmosphärische Immissionen aus südlicher Richtung zurückgeführt wird. Mündlichen Mitteilungen zufolge (2001) ist *Allium ursinum* in der jüngeren Vergangenheit sowohl im südlichen Oberrheingebiet wie auch auf der Schwäbischen Alb bei Ulm an Stellen erschienen, wo er früher nicht vertreten war.

Im **Frühjahr 2001** konnten einige Arten im Reisach erneut kartiert werden. Die Trends setzen sich fort bzw. verstärken sich. In DQ 1 nehmen insbesondere *Arum maculatum* (nur noch 6 TQ), *Primula elatior* (2), *Viola reichenbachiana* (0), *Stellaria holostea* (0) ab, während *Lilium martagon* erstmals auftritt (1). Im feuchteren DQ 2 „explodiert" *Allium ursinum* (von 10 Teilquadraten 1995 auf 20 im Jahr 2001), ebenso *Circaea lutetiana* (von 6 auf 13), *Geum urbanum* (von 1 auf 4) und *Impatiens noli-tangere* (von 1 auf 6). Die letzteren drei Arten werden sicher durch die Auflichtung nach dem Sturm Lothar (Dez. 2000) begünstigt. In DQ 3 ist die Teilpopulation von *Primula elatior* inzwischen fast ganz zusammengebrochen (1992: 24, 1995: 10, 2001: 1), *Mercurialis perennis* geht wieder zurück (8), *Polygonatum multiflorum* und *Viola reichenbachiana* fallen vollständig aus. DQ 4 ist weiter floristisch verarmt: *Arum maculatum, Polygonatum multiflorum, Milium effusum, Anemone nemorosa* fallen ganz aus. Der einzige Baumjungwuchs besteht auf der 100 m² großen Fläche aus einer einzelnen Eschen-Jungpflanze. Zumindest im Frühjahr liegt inzwischen eine allein von *Allium ursinum* gebildete Feldschicht vor.

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

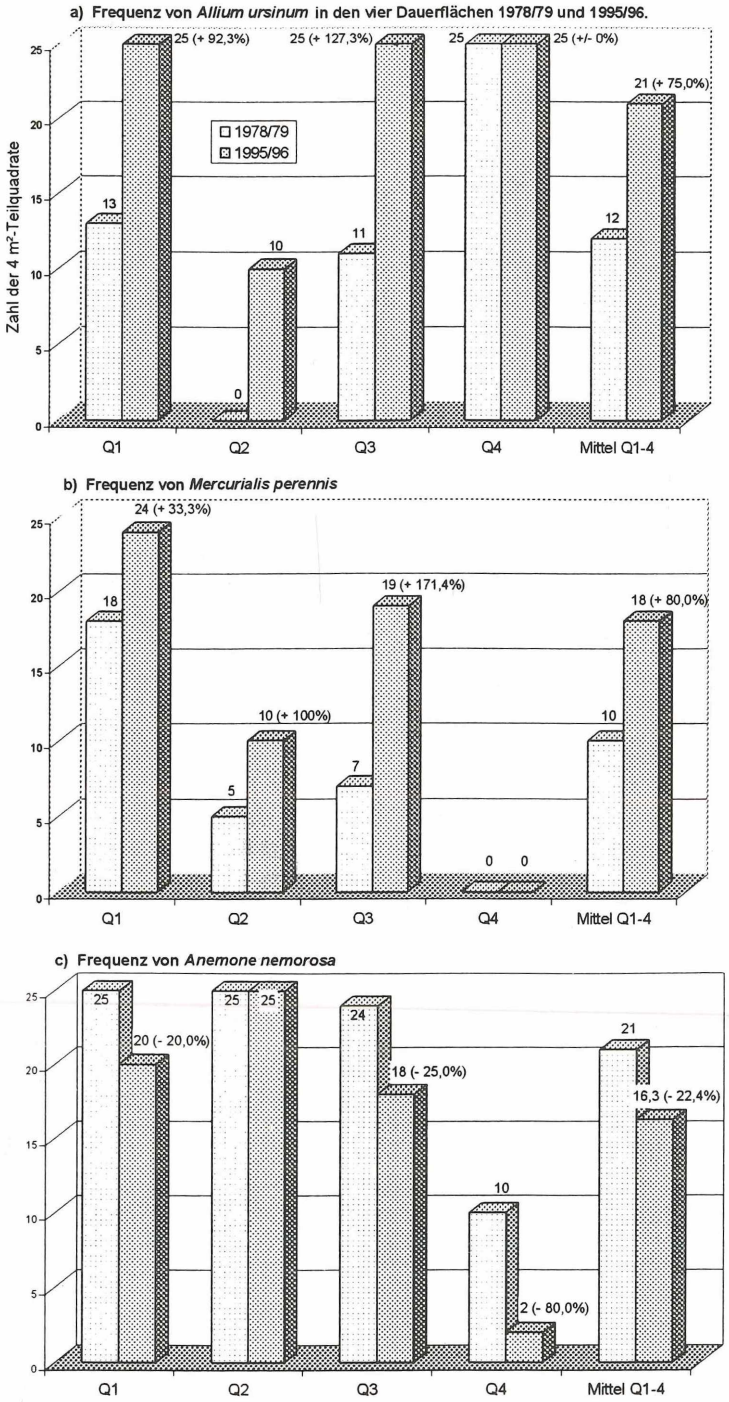
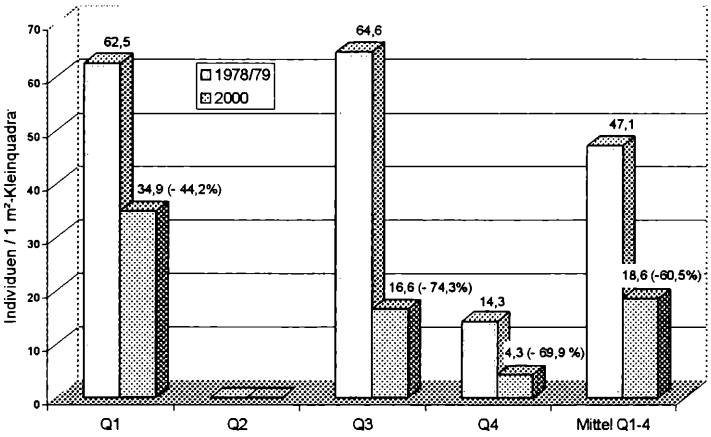


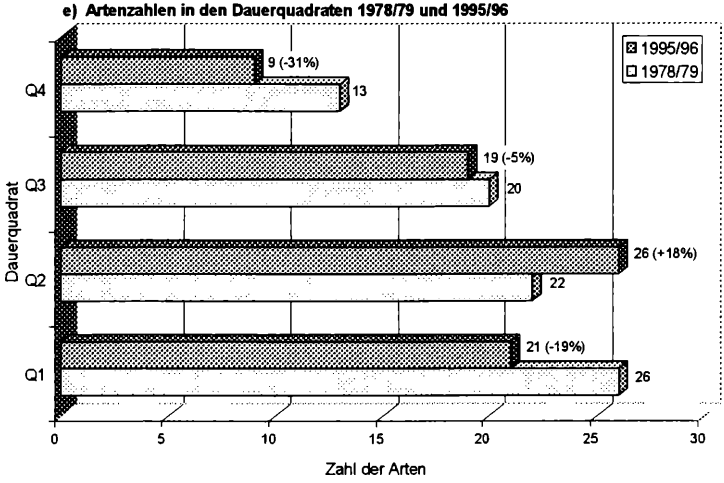
Abb. 7a–e: Populationsdynamik und Veränderung der Artenzahlen auf den Dauerflächen: Frequenz von a) *Allium ursinum*, b) *Mercurialis perennis*, c) *Anemone nemorosa*, d) *Scilla bifolia* und e) Gesamt-Artenzahlen der einzelnen Dauerflächen.

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

d) Mittlere Dichten von *Scilla bifolia* in den vier Dauerflächen 1978/79 und 2000



e) Artenzahlen in den Dauerquadraten 1978/79 und 1995/96



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

Abb. 8: Antherenbrand (*Ustilago vaillantii*) auf *Scilla bifolia*-Blüten im Hohen Reisach. Die meisten Blüten werden in den letzten Jahren fast vollständig zerstört. Foto: N. Böhling, 13.3.2000.

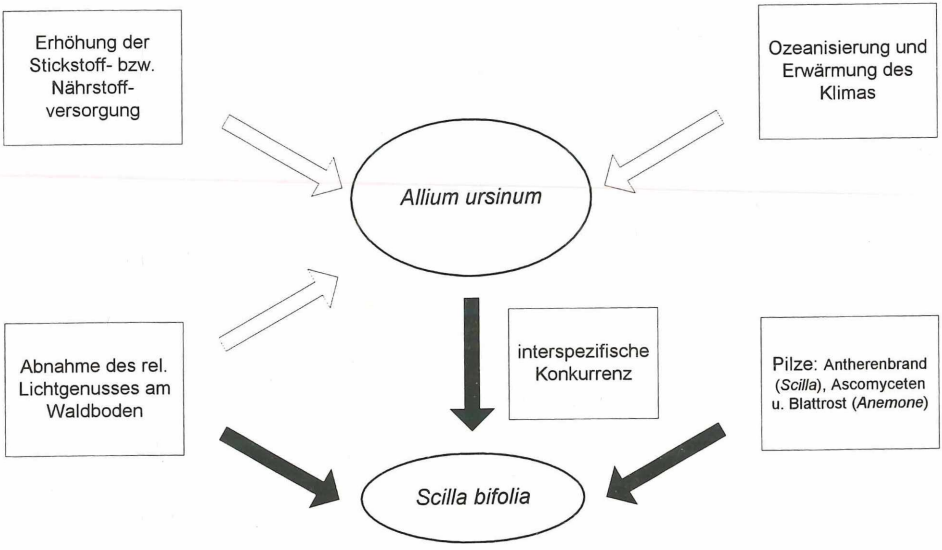


Abb. 9: Kausalitätsmodell zur Dynamik von *Allium ursinum* und *Scilla bifolia* im Hohen Reisach. Direkte Effekte; weiß: fördernde Wirkungen, schwarz: hemmende Wirkungen. m.E.: mit Einschränkungen geltend für *Mercurialis perennis* und *Anemone nemorosa*.

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

5.3. *Allium ursinum* versus *Scilla bifolia*

Am Beispiel von *Allium ursinum* und *Scilla bifolia* soll versucht werden, das Wirkungsgefüge zwischen Aut- und Synökologie detaillierter darzustellen. Beide sind Zwiebelpflanzen mit einer Lebensdauer von etwa 10 Jahren, *Scilla*-Zwiebeln stecken etwas tiefer im Boden als *Allium*-Zwiebeln (ERNST 1979, KUNZMANN 1993, 1995[10]). Beide Arten brauchen eine hohe Bodenfeuchte im Spätwinter/Frühjahr. *Scilla* gilt als wärmebedürftig, ist aber deutlich kontinentaler als *Allium*. Bodenfrost schadet der treibenden *Scilla*-Zwiebel nicht, die quartären Vereisungen hat die Art nach SPETA (1974) auf eisfreien Hügeln, Bergen und Nunatakkern überdauert[11]. Sie gehört der 1. Phänophase an (Vorfrühling), *Allium* aber der 5. (Ende Vollfrühling; DIERSCHKE 1995). Der Blaustern beendet normalerweise seinen Entwicklungszyklus (Blattbildung, Blühen, Fruchten), bevor sich *Allium* vegetativ voll entwickelt hat (BUCK-FEUCHT 1989: 271). *Scilla* nutzt(e) die zeitliche Nische als „Erstblüher". Die Zunahme der Ozeanität des Klimas bedeutet aber weniger extreme Wintertemperaturen. In letzter Zeit steigen die Wintertemperaturen (s.o.). Die verkürzte winterliche Ruhephase dürfte die Überlebensrate der sonst durch Autolyse rasch keimungsunfähig werdenden *Allium*-Samen (Ernst 1979) erhöhen. *Allium* kann zudem früher austreiben, schneller wachsen und hat länger Zeit für seine Stoffproduktion, wodurch seine Populationen gestärkt werden. Der zeitliche Abstand zu *Scilla* schwindet. Die geringeren Frühjahrs-Wärmeansprüche und die größere Frosthärte des deutlich kontinentaleren Blausterns verlieren ihren Vorteil. *Scilla* leidet einerseits unter dem jetzt früher erscheinenden, sie überwachsenden *Allium*, andererseits zusätzlich unter dem Befall mit dem Brandpilz *Ustilago vaillantii* (Abb. 8). Dieser deutschlandweit vom Aussterben bedrohte Parasit (FOITZIK 1996, SCHOLZ 2000) befällt die Blaustern-Antheren derzeit in hohem Maße, was die Samenbildung stark einschränkt: Eine große Gefahr für eine Art, deren Lebensdauer relativ kurz und deren vegetative Regeneration unbedeutend ist. Nach KUNZMANN (1993) wiesen nur zwei von weit über 1500 Zwiebeln Tochterzwiebeln auf. Zudem sind Diasporen der Art nicht oder kaum in der Bodensamenbank vertreten, eine Reserve fehlt also weitestgehend (ders. 1993). *Ustilago vaillantii* dürfte durch die wärmeren, kürzeren, feuchteren Winter gefördert werden. Er trat zumindest im Jahr 1995 im Reisach häufig auf, als es schwierig war, ein Foto eines nicht befallenen *Scilla*-Blütenstandes zu machen. Früher war er wohl seltener, allerdings liegen keine speziellen Beobachtungen vor. Zu Vergleichszwecken wurde am 6.4.2001 die *Scilla bifolia*-Population im *Corydalis cava*-dominiertem Kleebwald der Teck in 760–770 m ü. NN (Rand der Schwäbischen Alb) auf Antherenbrand hin geprüft: Hier im kühleren Höhen-Klima konnte auf den vergleichsweise kümmerlichen *Scilla*-Pflanzen kein Befall festgestellt werden. SPETA (1974: 45) weist den Pilz erstmals für Oberösterreich nach. KUNZMANN (1993) stellt den Befall zahlreicher Blütenstände am Oberrhein fest.

---

10 Deutlich höher wird das Lebensalter der *Scilla*-Zwiebeln von SPETA (mündlich März 2001) eingeschätzt. Für kultivierte (!) Pflanzen ergebe sich ein Alter von mindestens 20 Jahren. Wahrscheinlich würden sie sogar 50 Jahre alt. Allerdings ist unter natürlichen Bedingungen von anderen Verhältnissen auszugehen.
Zweifel entstehen an der dem Blaustern (*Scilla bifolia* sensu stricto) zugewiesenen T-Zahl 7 („Wärmezeiger"; ELLENBERG 1992), die zu hoch erscheint. In Baden-Württemberg liegen die höchsten Vorkommen bei 920 m ü.NN (SEYBOLD 1998), in den südlichen Vogesen sogar bei 1400 m ü.NN (KUNZMANN 1993). Im Hohen Reisach besiedelt die Art die kältesten Standorte. Tatsächlich erfolgte die Zeigerwertzuweisung wohl auf der Basis des Areals der Art sensu lato. Dieses reicht südlich bis Sizilien und Kleinasien. Heute werden die südlichen und südöstlichen Sippen als eigene Arten abgetrennt. Vom Balkan bis an die Elbe bei Dessau reicht *Scilla vindobonensis*, allein in der Ägäis werden z.B. *Scilla andria, S. longistylosa* und *S. cydonia* unterschieden. Nach SPETA (1982) reicht das Areal von *S. bifolia* s.str. von Sizilien über die Appeninhalbinsel, den südlichen und nördlichen Alpenrand im Westen übers französische Zentralmassiv bis ins Limousin, im Norden etwa bis zum Nordrand der deutschen Mittelgebirge. Hier besteht also die Notwendigkeit, die Zeigerwert-Einstufung hinsichtlich der arealgeographisch definierten Zeigerwerte zu überprüfen.

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

Die Abnahme des relativen Lichtgenusses benachteiligt den relativ lichtbedürftigen Blaustern, der keine positive Stoffbilanz mehr herstellen kann, um seine generative Regeneration zu gewährleisten. Gleichzeitig wird hierdurch der Gegenspieler Bärlauch als weniger lichtbedürftige (und wenig Sonneneinstrahlung ertragende) Art gefördert. Ein weiterer Gunstfaktor für *Allium ursinum* ist die Verbesserung der Nährstoffhaushaltssituation des Bodens, die ihm eine rasche und biomassereiche Produktion erlaubt. So wie die drei Faktoren sinkender Lichtgenuss, steigender Nährstoffgehalt und zunehmende Ozeanität sich in ihrer Kombination fördernd auf den Bärlauch auswirken, so hemmen sie umgekehrt alle drei zusammen den Blaustern. Abb. 9 versucht, die ökologischen Wechselbeziehungen zusammenfassend darzustellen.

5.4. Hypothesen zur Erklärung der regionalen und lokalen Verbreitungsmuster von *Scilla bifolia* und *Allium ursinum*

Möglicherweise kommt das unvollständige, zerrissene Areal von *Scilla bifolia* (SEYBOLD 1998: 133) eben teilweise durch die genannten klimatischen und populationsdynamischen Fluktuationen, die bis zum Ausfall von Teil-Populationen gehen, zu Stande. Nach einem Erlöschen ist eine erneute Ansiedlung schwierig: Ameisen verbreiten die Samen nur über kurze Strecken (2–3 dm/a), Verbreitung mit an Wildtieren (z.B. Schwarz- und Rehwild[12]) anhaftendem Lehm oder infolge Bodenabtrag und -umlagerung einschließlich Verfrachtung mit dem Wasser (Stromtal-Pflanze) erfolgen „nur" saltatorisch, scheinbar zufällig aber über potentiell große Entfernungen.

Das ausgesprochen ungleiche und lückenhafte Areal von *Scilla bifolia* wird einerseits (SPETA 1974) auf die Auflösung des tertiären Areals durch die pleistozänen Vergletscherungen zurückgeführt (Tertiär-Relikt), andererseits (KREH 1938) auf eine erst nach der letzten Kaltzeit begonnene, unvollständige Einwanderung der als wärmebedürftig angesehenen Art. Von der Hypothese der unvollständigen nacheiszeitlichen Einwanderung nimmt KREH später aber Abstand (nach SEYBOLD 1998: 132). Nach SPETA (1974: 41) ist ihr Areal „weniger ökologisch-klimatisch, sondern vielmehr historisch zu erklären" Im während der Kaltzeiten wenig vergletscherten Baden-Württemberg (nur Schwarzwald) kann die Tertiärrelikt-Hypothese allerdings nicht befriedigen.

Scilla stellt an der Nord-Grenze ihres Areals sehr differenzierte Standortansprüche, ist also ausgesprochen stenök und reagiert dadurch, zusammen mit ihrer geringen Lebensdauer und der ausschließlich generativen Vermehrung sensitiv auf Standortveränderungen. Hinzu kommt, dass die Art eher konkurrenzschwach und damit von ihren Gegenspielern abhängig ist. Ihre Verbreitungsfähigkeiten sind sehr eingeschränkt. Fluktuationen der Standortparameter haben unmittelbar Fluktuationen der Populationen einer solchen Art zur Folge. Arealgrenzen sind i.d.R. nicht scharf und geschlossen, sondern lösen sich allmählich auf, indem sich zunächst Lappen bilden, später abgetrennte Teilgebiete und schließlich scheinbar versprengte Inselvorkommen. Somit ist die Arealform von *Scilla bifolia* in Mitteleuropa zusätzlich ökologisch begründet. Verstärkt wird das aus vielen Teilpopulationen bestehende Areal durch punkthafte Einbürgerungen als Folge einer Zierpflanzennutzung[13]. Das Areal von *Scilla bifolia* ist also sowohl historisch (Arealauflösung durch Vereisungen und anthropogene Einflüsse, aber auch natürliche Fluktuationen; unvollständige Wiederbesiedlung; saltatorische Verbreitung; lokale anthropogene Einbürgerung) als auch ökologisch erklärbar (schmale ökologische Nische zum Arealrand hin; hohe Sensitivität gegenüber natürlichen Fluktuationen der Standortfaktoren; geringe Konkurrenzkraft). Schon KREH (1938) weist auf die Arealzerstückelung durch Rodung, Aufforstung von Nadelwald, Ruderalisierung und sogar Blumenpflücken hin.

---

[12] MROTZEK et al. (1999) weisen in den Fellen von acht im Nov./Dez. erlegten Wildschweinen Diasporen von 109 Phanerogamen-Arten nach.

[13] In Südwest-Niedersachsen ist die Art bisher nur als selten gartennah halbverwilderte Zierpflanze bekannt (WEBER 1995: 593). Im südlichen Großbritannien kommt die Art als auf Pflanzungen zurückgehende, eingebürgerte, sich ausbreitende Art vor (STACE 1997: 932).

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

Eine lückenhafte, unvollständige Besiedlung offenbar geeigneter Standorte ist seit langem auch von *Allium ursinum* bekannt (SCHMUCKER 1934, SCHMUCKER & DRUDE 1934), außerdem wird gelegentlich schon früher sein invasives Verhalten gefürchtet (SCHMUCKER & DRUDE 1934: 541). Dass seine Bestände großen Fluktuationen unterliegen, scheint daher seit längerem bekannt zu sein. Die Fähigkeit zur vegetativen Regeneration ist allerdings deutlich größer (FÜLLEKRUG 1990: im Durchschnitt 5% Pflanzen mit Tochterzwiebeln) als bei *Scilla bifolia* (s.o.), wodurch der Bärlauch persistenter ist. Er gehört im Reisach zu den wenigen Pflanzen, die offenbar weder von Pilzen befallen noch von Tieren gefressen werden. Allerdings ist er standortökologisch sehr stenök. Für den raschen Aufbau seiner üppigen Biomasse braucht er nährstoffreiche Böden. Seine hygromorphen Blätter transpirieren viel Wasser und sind licht- bzw. trockenheitsempfindlich. Am ehesten natürlichen Fluktuationen unterliegen dürfte die Ozeanität und die Feuchte, während Licht, Reaktion und Stickstoff eher konstante Faktoren unter natürlichen Bedingungen sind. Klimatische Fluktuationen wie ein kurzfristig kontinentaleres Klima treffen ihn also ziemlich stark, wodurch ein Aufundab seiner Populationen erklärt werden könnte. Verlorenes Terrain ist auch von ihm nur relativ langsam wiederzubesiedeln. Nicht einmal Ameisen dürften viel dazubeitragen, sind sie doch bestrebt, seine Samen, die zudem kein Elaiosom aufweisen, vom Nest zu entfernen (MÜLLER nach SPETA 1974: 37). Allein der schwerkraftbedingte Samenfall im Umkreis der Mutterpflanze erlaubt eine langsame, kontinuierliche Ausbreitung mit scharfer Grenze der Bärlauch-Teppiche. Samenverbreitung mit an Tieren (Wildschweine u.a.) anhaftendem Lehm oder erosionsbedingter Bodenabtrag produzieren einzelne, versprengte Pflanzen oft in Form von Kleingruppen („Pionier-Vorposten").

5.5. Maßnahmen zur Förderung des Blausterns

Das Ausholzen der stark schattenden Strauchschicht-Buchen könnte eine Maßnahme zur Förderung der *Scilla*-Populationen sein. Dass *Scilla bifolia* keine reine (Hoch-)Waldpflanze ist, sondern eher eine Mittelwaldpflanze, zeigt auch ihr Vorkommen in benachbarten Streuobstwiesen am nördlichen Waldrand[14] und ihr Aufkommen nach Heckenrodungen (eigene Beobachtungen im Gebiet). Das Vorkommen in Streuobstwiesen wird auch von NEBEL (1986: 34f) beschrieben. Allerdings kann auch *Allium ursinum* auf eine, durchforstungsbedingte, Auflichtung durchaus positiv reagieren (BUCK-FEUCHT 1989: 300), während eine Förderung des Blausterns nicht beobachtet werden konnte. Andererseits nimmt der Bärlauch gerade auch in den dunkleren Partien des Reisachs zu (BUCK-FEUCHT 1989: 295), eine Beobachtung, die auch im Göttinger Wald gemacht wird (DIERSCHKE in lit. 4.12.2001). Eine Abnahme der Deckung von *Allium ursinum* und *Mercurialis perennis* nach Auflichtung stellt dagegen SCHMIDT (1997) fest, insgesamt seien aber Veränderungen der Bodenvegetation nur zum Teil mit dem Faktor Licht zu korrelieren. Nach Untersuchungen von DIERSCHKE & BRÜNN (1993: Abb. 14) hat *Anemone nemorosa* in dunklen Beständen deutlich höhere Deckungsgrade als *Allium ursinum*, was sich aber inzwischen zu Gunsten von *Allium* verändert hat (DIERSCHKE in lit. 4.12.2001). Auch dies scheint die Bedeutung des Lichtfaktors bezüglich der Veränderungen im Reisach abzuschwächen, denn *A. nemorosa* verschwindet aus den Dauerflächen. Im Übrigen ist die Entwicklung der Frühjahrsgeophyten in der Regel abgeschlossen, bevor sich das Kronendach voll entwickelt hat (BUCK-FEUCHT 1989: 274). Eine andere Strategie, die frühere Artenvielfalt wiederherzustellen, könnte im Entfernen der Bärlauch-Blätter (Mähen) bestehen, um die Art dadurch zu schwächen und gleichzeitig dem Ökosystem Nährstoffe zu entziehen. Allerdings ist dabei zu beachten, dass nicht auch die Zielarten getroffen werden. Vereinzelt wird der Bärlauch im Reisach schon jetzt gemäht; wohl für kulinarische Zwecke. SCHMUCKER & DRUDE (1934) schlagen als Bekämpfungsmaßnahme vor, die Blüten restlos zu entfernen, was allerdings einen hohen Aufwand bedeuten würde.

---

[14] Berichten zu Folge hat im Gebiet *Scilla bifolia* auf den waldrandnahen Streuobstwiesen des Gebietes in den letzten Jahren stark zugenommen (G. Dudkowiak, 14.5.01; D. Rittler 14.5.01).

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

5.6. Floristische Konstanz von Wäldern?

Bezüglich der Frage der floristischen „Stabilität" von Wäldern wird deutlich, dass die Waldvegetation schlechthin gar nicht so konstant ist wie oft angenommen. Die untersuchten Flächen weisen innerhalb von nur zwei Jahrzehnten doch deutliche qualitative Veränderungen und noch viel stärkere quantitative Veränderungen auf. Neben Verschiebungen in den Mengenverhältnissen werden zumindest kleinräumig ein Neueindringen und ein Ausfallen von Arten deutlich. Die Waldvegetation, insbesondere deren Feldschicht, reagiert durchaus empfindlich auf Umweltveränderungen. Sie unterliegt vornehmlich witterungsklimatisch bedingten, kurzfristigen (von Jahr zu Jahr) Fluktuationen, die sich durch Schwankungen der Populationsdichten bei floristischer Konstanz ausdrücken, andererseits Sukzessionen mit einem Artenwechsel. Klimatische Fluktuationen und das Auftreten witterungsklimatischer Extreme in historischer Zeit (Übersicht von 1500 bis 2000 bei GLASER 2001) spiegeln sich in floristischen Veränderungen wider.

Nach mittelalterlicher Nutzung befinden sich die untersuchten Wälder in einer Regenerationsphase, nach veränderten forstwirtschaftlichen Zielsetzungen erfolgt ein floristischer Wandel, auf Grund klimatischer Fluktuation oder einer Klimaveränderung wird insbesondere die Feldschicht-Flora modifiziert, immissionsbedingte Veränderungen insbesondere Eutrophierung spielen eine bedeutende Rolle. Schwer abzuleiten ist eine Gewichtung der einzelnen Einflüsse. Auszugehen ist davon, dass die einzelnen Faktoren einzelne Arten unterschiedlich (stark) beeinflussen. Es entstehen Verschiebungen im Konkurrenzgleichgewicht. Die Annäherung an die Optimalphase hat eine Reduktion der Artenvielfalt zur Folge (siehe auch SCHMIDT 2002). Hinsichtlich der Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Gebiete oder andere Gesellschaften ist zu berücksichtigen, dass sich sowohl das ökologische Verhalten wie auch die Ausprägung der Standortfaktoren einschließlich der vorhandenen Konkurrenzsituation in der Regel bezugsabhängig ändern.

Danksagung

An erster Stelle gebührt Frau G. Buck, Kirchheim unter Teck, ganz besonderer Dank für die vertrauensvolle Überlassung eines Teiles ihrer Unterlagen und die Vorstellung der bisherigen Untersuchungsmethoden auf den von ihr angelegten Dauerflächen. Frau Dipl.-Metorologin Hennig-Müller, Institut für Physik, Universität Hohenheim, stellte freundlicherweise Klimadaten der Station Hohenheim zur Verfügung und lieferte ebenso wie Herr Dr. J. Rapp, Institut für Meteorologie und Geophysik, Universität Frankfurt, sehr nützliche Hinweise. Herr Dr. F. Speta, Naturkundemuseum Linz, bestätigte die Bestimmung der Blaustern-Sippe im Hohen Reisach als *Scilla bifolia* L. s.str., Herr Prof. H. Scholz, Botanisches Museum und Botanischer Garten Berlin-Dahlem, deren Antherenbrand als *Ustilago vaillantii* L.R. & C. Tulasne. Auf positive Aufnahme und Unterstützung traf die Fortsetzung der botanischen Arbeiten im Hohen Reisach bei Dr. W. Bücking, Forstliche Versuchsanstalt Freiburg, Prof. Dr. H. Dierschke, Universität Göttingen, und Prof. Dr. W. Schmidt, ebenfalls Universität Göttingen, sowie Forstamtsleiter Hegelau und Revierförster Rittler, Forstamt Kirchheim. Dr. Martin Nebel, Naturkundemuseum Stuttgart, und Prof. Reinhard Böcker, Hohenheim, übernahmen eine erste Durchsicht des Manuskriptes. Ihnen allen sei herzlich gedankt.

Literatur

AG BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. 3. Aufl. – E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 331 S.

AK STANDORTSKARTIERUNG (1980): Forstliche Standortsaufnahme. 4. Aufl. – Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup: 188 S.

AK WALDVEGETATION (2001): Dauerbeobachtung der Waldvegetation im Level II-Programm: Methoden und Auswertung. – Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, Ref. 533 (Hrsg.), o.O: 157 S.

BÖHLING, N. (1988): Die Vegetation als Indikator pedohydrologischer Physiotopdifferenzierung, untersucht im Stadtwald von Hannover. – Dipl.-Arb. Univ. Hannover, Hannover: 209+13 S. + Anhang.

– (1992): Floristischer Wandel von Waldgesellschaften. Mögliche Auswirkungen von Bodenversauerung und Nährstoffanreicherung in der südlichen Eilenriede (Stadtwald Hannover). – Naturschutz u. Landschaftsplanung 24(1): 16–19. Stuttgart.

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

– (1995): Zur pedoökologischen Indikatorfunktion der Vegetation des Stadtwaldes von Hannover. Untersuchungen zur Parallelisierung von Zeigerwerten nach Ellenberg mit Bodendaten im Hinblick auf eine Physiotopdifferenzierung. – Karlsruher Berichte zur Geographie u. Geoökologie 7: I–II + 1–53 (45 Abb., 21 Tab.) + 1 Korrekturbeilage. Karlsruhe.

BORHIDI, A. (1993): A magyar flóra szociális magatartás tipusai, természetességi és relativ ökológiai értékszámai / Social behaviour types of the Hungarian flora, its naturalness and relative ecological indicator values. – Pécs: III+94 pp.

BUCK-FEUCHT, G. (1980): Vegetationskundliche Beobachtungen im Schonwald „Hohes Reisach" bei Kirchheim/Teck. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 51/52: 479–513. Karlsruhe.

– (1986): Vergleich alter und neuer Waldvegetationsaufnahmen im Forstbezirk Kirchheim unter Teck. – Mitt. Ver. Forstl. Standortsk. Forstpflanzenz. 32: 43–49. Freiburg.

– (1989): Vegetationskundliche Dauerbeobachtung in den Schonwäldern „Hohes Reisach" und „Saulach" bei Kirchheim unter Teck. – Mitt. Forstl. Vers. Forschungsanst. Bad.-Württ., „Waldschutzgebiete": 267–306. Freiburg.

BÜCKING, W. (1989): Bannwald Bechtaler Wald. Dauerbeobachtungen 1970–1988. – Natur u. Landschaft 64: 574–577. Bonn.

– (1993): Stickstoff-Immissionen als neuer Standortfaktor in Waldgesellschaften – neue Entwicklungen am Beispiel südwestdeutscher Wälder. – Phytocoenologia 23: 65–94. Stuttgart.

BÜRGER, R. (1988): Veränderungen der Bodenvegetation in Wald- und Forstgesellschaften des mittleren und südlichen Schwarzwaldes. – KfK-PEF-Ber. 52. Karlsruhe: 163 S + Anh., Tab.

BUTZKE, H. (1968): Über den Einfluss des Staubniederschlages der Zementindustrie auf die Waldböden im Raum Beckum/Westfalen. – Fortschr. Geol. Rheinl. u. Westf. 16: 269–284.

– (1984): Untersuchungsergebnisse aus Waldböden Nordrhein-Westfalens zur Frage der Bodenversauerung durch Immissionen. – Wissenschaft und Umwelt 2: 80–88.

DIEKMANN, M., DUPRÉ, C. (1997): Acidification and eutrophication of deciduous forests in northwestern Germany demonstrated by indicator species analysis. – J. Veg. Sci. 8: 855–864. Uppsala.

DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. – UTB, Ulmer, Stuttgart: 683 S.

– (1995): Phänologische und symphänologische Artengruppen von Blütenpflanzen Mitteleuropas. – Tuexenia 15: 523–560. Göttingen.

– (2000): Phenological phases and phenological species groups of mesic beech forests and their suitability for climatological monitoring. – Phytocoenologia 30: 469–476. Stuttgart.

– & BRÜNN, S. (1993): Raum-zeitliche Variabilität der Vegetation eines Kalkbuchenwaldes – Untersuchungen auf Dauerflächen 1981–1991. – Scripta Geobotanica 20: 105–151. Göttingen.

ELLENBERG, H. SEN. (1956): Grundlagen der Vegetationsgliederung. I. Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. – In: WALTER, H. (Edit.): Einführung in die Phytologie Bd. IV: 1–136. Stuttgart.

– (1974, 1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 1. u. 2. verb. u. erw. Aufl. – Scripta Geobotanica 9: 122 S. Göttingen.

– (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – Ulmer, Stuttgart: 989 S.

– (1992): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne Rubus), 2. verb. Aufl. – In: ELLENBERG, H. et al. (Edit.): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl. – Scripta Geobotanica 18: 9–166. Göttingen.

–, MAYER, R., SCHAUERMANN, J. (Edit., 1986): Ökosystemforschung – Ergebnisse des Sollingprojektes 1966–1986. – Ulmer, Stuttgart: 507 S.

ELLENBERG, H. JUN. (1985): Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluss von Düngung und Immissionen. – Schweiz. Z. Forstwesen 136: 19–39.

ERNST, W.H.O. (1979): Population biology of *Allium ursinum* in northern Germany. – J. Ecol. 67: 347–362.

– (1983): Population biology and mineral nutrition of *Anemone nemorosa* with emphasis on its parasitic fungi. – Flora 172: 335–348.

FOITZIK, O. (1996): Provisorische Rote Liste der phytoparasitischen Pilze (Erysiphales, Uredinales et Ustilaginales) Deutschlands. – Schriftenr. Vegetationsk. 28: 427–480. Bonn.

FÜLLEKRUG, E. (1990): Der Anteil der vegetativen Vermehrung von *Allium ursinum* in der Bärlauch-Fazies. – Tuexenia 10: 401–407. Göttingen.

GATTER, W. (2000): Die Kulturlandschaft im Umbruch – Potentielle Ursachen für Veränderungen in der Vogelwelt. – In: GATTER, W.: Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. 30 Jahre Beobachtung des Tageszugs am Randecker Maar: 285–420. Aula-Verlag, Wiebelsheim: 656 S.

GLASER, R. 2001: Klimageschichte Mitteleuropas. 1000 Jahre Wetter, Klima, Katastrophen. – WBG, Darmstadt: 227 S.

GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (1964): Geologische Karte 1:25000. – Bl. 7322. Stuttgart.

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

HILL, M.O., MOUNTFORD, J.O., ROY, D.B., BUNCE, R.G.H. (1999): Ellenberg's indicator values for British plants. – ECOFACT Vol. 2, Technical annex: 1–46. Huntingdon.
KIRBY, K.J., THOMAS, R.C. (2000): Changes in the ground flora in Wytham Woods, southern England from 1974 to 1991 – implications for nature conservation. – J. Veg. Sci. 11: 871–880.
KNABE, W. (1984): Anzeichen einer großräumigen Beeinträchtigung der Wälder in Nordrhein-Westfalen durch Einwirkungen von Luftverunreinigungen. – Wissenschaft u. Umwelt 2: 51–69.
KREH, W. (1938): Verbreitung und Einwanderung des Blausterns (*Scilla bifolia*) im mittleren Neckargebiet. – Jahresh. Ver. Vaterländ. Naturk. Württemberg 94: 41–94. Stuttgart.
KREMER, B.P., WAGNER, A. (2000): *Crithmum maritimum* L. – Neu für Deutschland. – Florist. Rundbr. 34: 1–8. Bochum.
KÜNKELE, S., BAUMANN, H. (1998): Orchidaceae. – In: SEBALD & al. (Edit.): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, Bd. 8: 286–462. Ulmer, Stuttgart.
KUHN, N., AMIET, R., HUFSCHMID, N. (1987): Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. – Allg. Forst-Jagd-Zeit. 158: 77–84. Frankfurt.
KUNZMANN, D.H.G. (1993): Vegetationskundliche und populationsbiologische Untersuchungen zum Blaustern (*Scilla bifolia* L.) am Oberrhein. – Dipl.-Arb., Lehrstuhl f. Geobotanik, Univ. Freiburg/Br.
– (1995): Untersuchungen zur Vertikalverteilung der Überdauerungsorgane dreier Frühlingsgeophyten im Boden. – Kieler Notizen zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein und Hamburg 23: 45–48.
LANDESVERMESSUNGSAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (1988): Schmitt'sche Karte von Südwestdeutschland von 1797, Maßstab ca. 1:57600. – Bl. 75. Stuttgart.
LFU (1991): Methoden zur Wirkungserhebung in Wald-Dauerbeobachtungsflächen – Schwerpunkt Botanik. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 64: 1–228. Karlsruhe.
MROTZEK, R., HALDER, M., SCHMIDT, W. (1999): Die Bedeutung von Wildschweinen für die Diasporenausbreitung von Phanerogamen. – Verh. Ges. Ökol. 29: 437–443. Heidelberg, Berlin.
NEBEL, M. (1986): Vegetationskundliche Untersuchungen in Hohenlohe. – Cramer, Lehre: 253 S. (Diss. Bot. 97).
– (2000): Veränderungen der Moosflora und ihre Auswirkungen auf die genetische Vielfalt. – Schriftenr. Vegetationsk. 32: 37–45. Bonn.
PERSSON, S. (1980): Succession in a South Swedish deciduous wood: a numerical approach. – Vegetatio 43: 103–122.
RAPP, J. (1997): Regionale und jahreszeitliche Trendanalyse des Niederschlags und der Lufttemperatur in Deutschland. – Peterm. Geogr. Mitt. 141: 99–107.
– (2000): Konzeption, Problematik und Ergebnisse klimatologischer Trendanalysen für Europa und Deutschland. – Ber. dt. Wetterd. 212: 145 S. Offenbach.
RIEDINGER, R. (1995): Boden- und Vegetationsveränderungen in den letzten 60 Jahren an ausgewählten Standorten im Staatswald Güglingen (Stromberg, Baden-Württemberg). – Jh. Ges. Naturkde. Württ. 151: 249–280. Stuttgart.
ROST-SIEBERT, K., JAHN, G. (1988): Veränderungen der Waldbodenvegetation während der letzten Jahrzehnte. Eignung zur Bioindikation von Immissionswirkungen? Forst u. Holz 43.4: 75–81. Alfeld, Hannover.
SAYER, U., REIF, A. (1999): Bodenwasserversorgung und Einstrahlung in Flaumeichenbeständen im Bereich der mittleren Schwäbischen Alb und des Klettgaus, Südwestdeutschland – was geschieht bei künftiger Erwärmung? – Verh. Ges. Ökol. 29: 125–132. Heidelberg, Berlin.
SÁNCHEZ PENZO, S., RAPP, J., SCHÖNWIESE, C.-D., LUFT, G. (1998): Räumliche Strukturen aktueller Trends des Gesamt- und des Extremniederschlages in Baden-Württemberg. – Deut. Gewässerkundl. Mitt. 42: 157–163.
SCHMIDT, W. (1988): Langjährige Veränderungen der Krautschicht eines Kalkbuchenwaldes (Dauerflächenuntersuchungen). – Tuexenia 8: 327–338. Göttingen.
– (1991): Die Veränderung der Krautschicht in Wäldern und ihre Eignung als pflanzlicher Bioindikator. – Schriftenr. Vegetationsk. 21: 77–96. Bonn.
– (1997): Zur Vegetationsdynamik von Lochhieben in einem Kalkbuchenwald. – Forstw. Centralbl. 116: 207–217. Berlin.
– (1999): Bioindikation und Monitoring von Pflanzengesellschaften – Konzepte, Ergebnisse, Anwendungen, dargestellt an Beispielen aus Wäldern. – Ber. Reinh.-Tüxen-Ges. 11: 133–155. Hannover.
– (2000): Eiche, Hainbuche oder Rotbuche? – Zur Vegetation und Baumartenzusammensetzung von stau- und grundwasserbeeinflussten Wäldern des nordwestdeutschen Tieflandes. Ergebnisse aus den Naturwäldern Hasbruch und Pretzetzer Landwehr. – Tuexenia 20: 21–43. Göttingen.

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

– (2002): Die Naturschutzgebiete Hainholz und Staufenberg am Harzrand – Sukzessionsforschung in Buchenwäldern ohne Bewirtschaftung. – Tuexenia 22: 151–213. Göttingen.
SCHMUCKER, TH. (1934): Zur Verbreitung und Ökologie von *Allium ursinum*. – Ber. Dtsch. Bot. Ges. 52: 259–266. Berlin.
–, DRUDE, G. (1934): Über Verbreitungsgesetze bei Pflanzen, insbesondere *Allium ursinum*. – Beih. Bot. Cbl. 52A: 540–565. Dresden.
SCHOLZ, H. (2000): Die Brandpilze Deutschlands (Ustilaginales), Nachtrag. – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 133: 343–398. Berlin.
SEYBOLD, S. (1998): *Scilla bifolia* L. – In: SEBALD, O. et al. (Edit.): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, Bd. 7: 132–135. Ulmer, Stuttgart.
STETTNER, H. (1950): Die Pflanzendecke. – In: SCHWENKEL, H.: Naturkundliches Heimatbuch Kirchheim: 126–155.
SPETA, F. (1974): Cytotaxonomische und arealkundliche Untersuchungen an der *Scilla bifolia*-Gruppe in Oberösterreich, Niederösterreich und Wien. – Naturkundl. Jb. Stadt Linz 1973: 9–54. Linz.
– (1982): Die Gattungen *Scilla* L. s.str. und *Prospero* Salisb. im Pannonischen Raum. – Veröff. Internat. Clusius-Forsch.ges. Güssing 5: 1–19. Güssing.
STACE, C. (1997): New flora of the British Isles. 2nd ed. – Cambridge university press, Cambridge: 1130 pp.
THOMASIUS, H. (1991): Mögliche Auswirkungen einer Klimaerwärmung auf die Wälder Mitteleuropas. – Forstwiss. Centralbl. 110: 305–330.
TRAUTMANN, W. (1976): Veränderungen der Gehölzflora und Waldvegetation in jüngerer Zeit. – Schriftenr. Vegetationsk. 10: 91–108. Bonn.
TRAXLER, A. 1997: Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte. Teil A, Methoden. – 397 S.; Wien.
TREPL, L. (1982): Zur anthropogenen Beeinflussung stadtnaher Wälder. Das Beispiel der Eilenriede bei Hannover. – Tuexenia 2: 195–206. Göttingen.
ULRICH, B. (1975): Die Umweltbeeinflussung des Nährstoffhaushaltes eines bodensauren Buchenwaldes. – Forstw. Centralbl. 94: 280–287. Berlin.
WAGENKNECHT, E. (1997): Waldbauliche Konsequenzen der Klimaerwärmung. – AFZ 52: 5–7. München.
WEBER, H.E. (1995): Flora von Südwest-Niedersachsen und dem benachbarten Westfalen. – H.Th. Wenner, Osnabrück: 770 S.
WILMANNS, O., BOGENRIEDER, A., MÜLLER, H. (1986): Der Nachweis spontaner, teils autogener, teils immissionsbedingter Änderungen von Eichen-Hainbuchenwäldern – eine Fallstudie im Kaiserstuhl/Baden. – Natur u. Landschaft 61: 415–422. Bonn.
WITTIG, R. (1999): Verbreitung und Standorte von *Anemone nemorosa* und *Polygonatum multiflorum* in Buchenwäldern des Ruhrgebietes. – Tuexenia 19: 173–177. Göttingen.
–, BALLACH, H.-J., BRANDT, C.J. (1985): Increase of number of acid indicators in the herb layer of the millet grass-beech forest of the Westphalian bight. – Angew. Bot. 59: 219–232. Göttingen.
ZEZSCHWITZ, E.v. (1985): Qualitätsänderungen des Waldhumus. – Forstw. Centralbl. 104: 205–220. Berlin.

Dr. Niels Böhling
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie,
Universität Hohenheim, Schloss Hohenheim (320),
70593 Stuttgart

boehling@uni-hohenheim.de
niels.boehling@t-online.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 2003

Band/Volume: NS_23

Autor(en)/Author(s): Böhling Niels

Artikel/Article: Dauerflächen-Untersuchungen in einem Eichen-Hainbuchenwald im Vorland der Schwäbischen Alb (Südwestdeutschland), 1978-2001: Der Niedergang von Scilla bifolia und die Invasion von Allium ursinum 131-161