

1 Einleitung

In den letzten Jahrzehnten haben sich Grünlandssysteme auf einige wenige produktive Arten, die an ein intensives Management angepasst sind und hohe mineralische Düngung gut vertragen, konzentriert. In der Tat stieg die Produktivität der Tiere sowie die Leistung der Flächen an, häufig jedoch auf Kosten des Landschaftswertes und der Diversität von Flora und Fauna (NÖSBERGER et al. 1994, 'T MANNETJE 1994, MINNS et al. 2001). Das Grünland-Management steht nun vor der Aufgabe, Systeme zu entwickeln, die eine stabile botanische Zusammensetzung von Wiesen und Weiden regenerieren und bewahren, so dass floristische Diversität gefördert wird bzw. erhalten bleibt, dabei gleichzeitig aber auch eine adäquate Futterproduktion und Futterqualität gewährleistet ist. Damit aus solchen Systemen eine verbesserte Diversität resultiert, ist detailliertes Wissen über die Effekte des Bodennährstoffangebotes auf die floristische Bestandsentwicklung nötig. Düngungsversuche der Vergangenheit mit dieser Zielsetzung befassten sich hauptsächlich mit Wiesen und waren in der Regel von kurzer Dauer. Die Effekte von N-, P-, K-Gaben auf die floristischen Veränderungen von Grünland sind jedoch bei den meisten Gesellschaften erst nach etlichen Jahren erkennbar.

Daher ist das Ziel dieser Arbeit, den Einfluss langjährig abgestufter N-, P-, K-Gaben unter Einschluss von Interaktionen auf floristische Diversität, Masse und Futterqualität von konventionell genutzten Mähweiden –*Lolio-Cynosureten*– in verschiedenen Höhenlagen unter mitteleuropäischen Verhältnissen zu ermitteln.

2 Literatur

2.1 Floristische Diversität

2.1.1 Definition

Floristische Diversität ist ein Merkmal einer Pflanzengesellschaft mit engem Bezug zu Stabilität, Produktivität, trophischer Struktur sowie Migration. Die heute meist angewandte Methode zur Erfassung von Diversität betont die Bedeutung von Artenreichtum im Vergleich zur relativen Artenabundanz (STIRLING & WILSEY 2001). Im landwirtschaftlichen Kontext und besonders im industrialisierten Europa beruhen wichtige Beweggründe zur Erhöhung der floristischen Diversität in: Artenschutz, biologische Kontrolle potentieller Schadorganismen, ökologische Elastizität (= Widerstandskraft gegenüber Störgrößen), Wiederverwertung und Retention von Nährstoffen, Steuerung des lokalen Mikroklimas, Regulation lokaler hydrologischer Prozesse, Entgiftung schädlicher Chemikalien und ästhetischer Wert der Landschaft (ALTIERI 1999, DUELLI & OBRIST 2003, SANDERSON et al. 2004). Die floristische Diversität wird durch grundlegende ökologische Prozesse, wie Konkurrenz, Nutzung und Sukzession, beeinflusst (STIRLING & WILSEY 2001). Der Grad der floristischen Diversität eines Agrarökosystems ist abhängig von vier wichtigen Einflussfaktoren (ALTIERI 1999):

- der Diversität der Vegetation innerhalb und rund um das Agrarökosystem;
- der Beständigkeit verschiedener Pflanzen bzw. Kulturen im Agrarökosystem;
- der Bewirtschaftungsintensität;
- dem Ausmaß an Isolation des Agrarökosystems von der natürlichen Vegetation.

Einer räumlichen und zeitlichen Dynamik unterliegt die Diversität (WALDHARDT & OTTE 2000). Die räumliche Variation lässt sich auf kleinstandörtliche Variationen in Bezug auf Nährstoff- und Wasserversorgung und Unterschiede der Oberschicht (= Lichtsituation) zurückführen. Auf den unterschiedlichen Lebensrhythmus der verschiedenen Arten und variierenden Umweltbedingungen ist die jahreszeitliche Variation zurückzuführen (PELZ et al. 2001). WHITTAKER (1972) unterscheidet drei Niveaus von Diversität. α -Diversität berücksichtigt den Artenreichtum eines Bestandes oder einer Gesellschaft. β -Diversität ist der Wechsel von Artenzusammensetzungen entlang

ökologischer Gradienten und γ -Diversität ist die Artenvielfalt eines Vegetationskomplexes oder einer Landschaft. β -Diversität ist ein wesentliches Maß um anzugeben, wie unterschiedlich oder ähnlich (= Similaritäts-Indices) eine Reihe von Habitaten in ihrem Artenreichtum sind. Während α - bzw. γ -Diversität für jeden separaten Bestand, separate Gesellschaft bzw. Vegetationskomplex als absolutes Maß bestimmt werden können, spiegelt die β -Diversität nur einen Vergleich zwischen Flächen wider, d.h. als relatives Maß (MAGURRAN 1988).

2.1.2 Methodische Aspekte

Zur Quantifizierung der floristischen Diversität bieten sich in der Literatur viele verschiedene Vorschläge (PEET 1974, MAGURRAN 1988, BRÜGGEMANN et al. 2000, HOBOHM 2000, IZSAK & PAPP 2000). Floristische Diversität wird oft gemessen anhand der Artenvielfalt bzw. der Artenzahl (PEET 1974, MAGURRAN 1988, HOBOHM 2000, STIRLING & WILSEY 2001). Eine Schwierigkeit beim Zählen der Arten beruht auf der Abhängigkeit von der Flächengröße. Je größer die Fläche desto größer die zu erwartende Anzahl an Arten (PEET 1974); die Artenzahl steigt mit zunehmendem Maßstab bzw. Areal an, doch die Rate des Anstiegs unterliegt systematischen Schwankungen sowohl im räumlichen Maßstab als auch von Habitat zu Habitat des gleichen Skalenniveaus (CRAWLEY & HARRAL 2001). Daher erfordert der Vergleich von Artenzahlen eine einheitlichen Flächengröße (PEET 1974, MAGURRAN 1988, HOBOHM 2000, SANDERSON et al. 2004). Außerdem fehlt zur Quantifizierung der floristischen Diversität mittels der Artenzahl die Information, ob Arten selten oder häufig vorkommen (BEGON et al. 1990). Das Zählen der Arten bietet keine brauchbare Methode zur Generalisierung der zu Grunde liegenden Pflanzengesellschaft. Ein Vergleich von Artenzahlen verschiedener Gesellschaften ist nur zulässig, wenn die Annahme gültig ist, dass die grundlegenden Arten–Individuen bzw. Arten–Ertragsanteile Beziehungen ähnlich sind (PEET 1974). 'Heterogenität-Indices' (PEET 1974) bzw. 'proportionale Abundanz-Indices' (= proportionale Häufigkeit-Indices) (MAGURRAN 1988) summieren Arten gewichtet nach deren relativer Häufigkeit ohne Berücksichtigung der Form der zu Grunde liegende Häufigkeitsverteilung der vorkommenden Arten (MAGURRAN 1988). Diese Indices stellen somit 'Mischindikatoren' für die Artenvielfalt und die relative Artenabundanz dar (HOBOHM 2000), obwohl sie seltene Arten unterschiedlich gewichten (HILL 1973). Bekannte und häufig

verwendete Indices sind der Shannon-Index und der Simpson-Index (PEET 1974, MAGURRAN 1988, BEGON et al. 1990, BRÜGGEMANN et al. 2000, IZSAK & PAPP 2000, DUELLI & OBRIST 2003, SANDERSON et al. 2004). Der Shannon-Index stellt einen Ausdruck für die Verschiedenartigkeit der Information dar (SHANNON 1948, 1949, 1976), er gilt allgemein und nicht bezogen auf biologische Systeme als statistisches Verteilungsmaß für die Komplexität von Systemen (DIERßEN 1990). Das Auftreten von Arten wird mit dem Auftreten eines Zeichens in einer Signalkette assoziiert. Der Shannon-Index hängt von zwei Größen ab, nämlich von der Zahl der verschiedenen Arten und der Wahrscheinlichkeit ihres Auftretens (BRÜGGEMANN et al. 2000). Log wird häufig zur Berechnung des Shannon-Index verwendet, wobei es einen verstärkten Trend zur Verwendung einer Standardberechnung mittels natürlicher Logarithmen gibt (MAGURRAN 1988):

$$\text{Shannon-Index } H = -\sum_{i=1}^S P_i \ln P_i$$

wobei P_i = Anzahl der Individuen der Art i / Gesamtanzahl Individuen und S = Gesamtartenzahl ist.

Der Wert des Shannon-Indices liegt in der Regel zwischen 1,5 und 3,5 und überschreitet nur in seltenen Fällen 4,5 (MAGURRAN 1988). Ein weiterer bekannter Index ist der Simpson-Index. Ausgangspunkt dieses Index ist die Frage nach der Wahrscheinlichkeit, dass zwei Individuen derselben Art aufeinandertreffen. Die Biodiversität ist demnach umso geringer, je größer diese Wahrscheinlichkeit, die sogenannte Simpson-Konzentration, ist (SIMPSON 1949). Die inverse Simpson-Konzentration wird in diesem Falle definitionsgemäß als das Maß für die Biodiversität angesehen (MAGURRAN 1988, BEGON et al. 1990, BRÜGGEMANN et al. 2000):

$$\text{Simpson-Index } D = \frac{1}{\sum_{i=1}^S P_i^2}$$

Neben der Ermittlung des Shannon-Index und des Simpson-Index mittels der Individuenzahl können diese auch auf der Basis der Biomasse je Art erfasst werden, wobei für jede Art der Anteil beteiligter Biomasse in Verhältnis zur gesamten Biomasse der Fläche gesetzt wird (BEGON et al. 1990). Die Artenzahl steigt häufig mit der Flächengröße an; die Flächengröße ist in den Indices aber nicht berücksichtigt. Um die Indices plausibel interpretieren zu können, sollte deshalb auch hier mit Einheitsprobeflächen gearbeitet werden (HOBOHM 2000). Nach PEET (1974) wird der

Shannon-Index am stärksten durch seltene Arten beeinflusst (= Artenreichtum), während der Simpson-Index sensibel auf Veränderungen der Abundanz häufig auftretender Arten (= Dominanz bzw. Evenness) reagiert. Nach MAGURRAN (1988) weisen wiederholte Schätzungen der Diversität einer gleichbleibenden Fläche eine Normalverteilung auf. Dies bedeutet, dass eine Varianzanalyse zur Ermittlung signifikanter Unterschiede für die Diversität verschiedener Flächen, bei mehrfacher Beprobung je Fläche, zulässig ist. Indices mit Schwerpunkt Artenreichtum sind nützlicher zur Abschätzung von Standortunterschieden als Indices, welche die Dominanz- bzw. Evenness-Komponente der Diversität betonen (MAGURRAN 1988). Innerhalb des Heterogenitätskonzeptes ist eine Komponente bezogen auf die Gleichmäßigkeit der Verteilung der Individuenzahl bzw. Ertragsanteile vorkommender Arten (= Evenness) integriert. Neben der Analyse der Artenvielfalt einer Gesellschaft ist auch die Quantifizierung der Evenness-Komponente von Bedeutung (PEET 1974, MAGURRAN 1988, SANDERSON et al. 2004). Die häufigste angewandte Methode staffelt das Heterogenitätsmaß (= Shannon- bzw. Simpson-Index) relativ zu dessen möglichem maximalen Wert (PEET 1974, MAGURRAN 1988, BEGON et al. 1990), wenn Flächengröße und Artenzahl fixiert sind (PEET 1974). Die maximale Diversität ist dann zu finden, wenn alle Arten mit gleichen Individuenzahlen bzw. Ertragsanteilen vertreten sind. Das Verhältnis vorhandener Diversität zu maximaler Diversität kann als Maß für die Evenness verwendet werden (PEET 1974, MAGURRAN 1988, BEGON et al. 1990). Die Shannon-Evenness lässt sich berechnen durch (MAGURRAN 1988, BEGON et al. 1990):

$$\text{Shannon-Evenness } J = \frac{-\sum_{i=1}^S P_i \ln P_i}{\ln S}$$

die Simpson-Evenness durch (BEGON et al. 1990):

$$\text{Simpson-Evenness } E = \frac{1}{\sum_{i=1}^S P_i^2} \times \frac{1}{S}$$

Wenn alle Arten auf einer Fläche gleich viele Individuen haben oder gleich hohe Ertragsanteile einnehmen, wird die entsprechende Verteilung als gleichmäßig oder 'maximale Evenness', bezeichnet. Der Evenness-Wert gibt an, wie groß die Abweichung von der gleichmäßigen Verteilung ist. Evenness-Werte liegen im Bereich von 0 (= extrem ungleichmäßige Verteilung) bis 1 (MAGURRAN 1988, BEGON et al. 1990, DIERßEN 1990, HOBOMH 2000, STIRLING & WILSEY 2001). Eine ideale gleichmäßige Verteilung kommt in der Natur praktisch nicht vor. Hohe Evenness-Werte von

über 0,9 werden einerseits in extrem artenarmen Unkrautfluren, andererseits beispielsweise in recht artenreichen Regenwäldern gefunden (HOBOM 2000). Mathematische Beziehungen zwischen Artenzahl, Evenness und proportionaler Diversität (= in diesem Fall der Shannon-Index) zusammen mit den Ergebnissen von Simulationen von Arten-Häufigkeitsverteilungen suggerieren, dass Artenzahl, Evenness und proportionale Diversität hochgradig positiv miteinander korreliert sind. Wie auch immer, die empirische Beziehung zwischen Artenzahl, Evenness und proportionaler Diversität ist nicht einheitlich bezogen auf statistische Stärke, Wert des Koeffizienten und Vorzeichen. Offenbar reflektieren diese Diversitätskomponenten unterschiedliche ökologische Prozesse (STIRLING & WILSEY 2001).

2.2 Düngung

2.2.1 Floristische Diversität

Die floristische Diversität von Grünland ist abhängig von bodenbedingten und klimatischen Faktoren in Kombination mit Flächenmanagement und dem Alter der Bestände (SMITH 1993, CRITCHLEY et al. 2002, WALDHARDT & OTTE 2003). Die einflussreichsten Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Grünlanddiversität sind laut JANSSENS et al. (1998) frühe Siloschnitte und eine Zunahme mineralischer Düngung. Eine Zunahme des Nährstoffangebots verursacht bekanntlich eine Abnahme der Artenvielfalt von Grünlandgesellschaften (BERENDSE & ELBERSE 1990). Stickstoff (= N) fördert das Wachstum konkurrenzstarker Arten (SMITH 1993, CHAPMAN 2001); durch eine Erhöhung der Produktivität wird der Wettbewerb um Licht verstärkt und das Wachstum einiger hoch und schnell wachsender Gräser auf Kosten langsam wachsender meist Dikotylen begünstigt (GRIME 1979). Welche Arten durch N-Gaben gefördert werden, hängt weitgehend von der standortbedingten Artenkombination und den mit dieser gegebenen Kampfkraftunterschieden ab (KLAPP 1965). Konkurrenzstarke Arten mit zunehmenden Ertragsanteilen infolge N-Düngung sind: *Alopecurus pratensis*, *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Elymus repens*, *Holcus lanatus*, *Lolium perenne*, *Poa pratensis*, *P. trivialis* (KLAPP 1965, GRZEGORCZYK 1990, MOUNTFORD et al. 1993a, 1993b, OPITZ v. BOBERFELD 1994a, SMITH et al. 1996, CHAPMAN 2001, JANKOWSKA-HUFLEJT, 2002, HRABE & SKLADANKA 2005), wobei konkurrenzschwache Arten wie *Leontodon autumnalis*, *Lysimachia nummularia*,

Plantago lanceolata, *Potentilla reptans*, *Prunella vulgaris*, *Ranunculus acris*, *R. repens*, *Trifolium repens* verdrängt werden (MOUNTFORD et al. 1993a; 1993b). Neben dem Einfluss der N-Düngung auf die Dominanz von Arten darf die Bedeutung von Beweidung und Schnittnutzung nicht vernachlässigt werden (HOPKINS 1986, SMITH et al. 1996). Die Höhe des gedüngten N bestimmt die Rate, mit der Veränderungen in der Artenzusammensetzung vorkommen (SMITH 1993). TALLOWIN et al. (1994) beobachten bei einer Düngung von 100 kg N ha⁻¹ a⁻¹ eine Abnahme der Artenzahl innerhalb des ersten Jahres, während eine Düngung von 50 kg N ha⁻¹ a⁻¹ erst nach drei Jahren, bei einer Düngung von 25 kg N ha⁻¹ a⁻¹ erst nach sechs Jahren eine Reduzierung der Artenzahl eintritt. BOBBINK & ROELOFS (1995) und BAKKER & BERENDSE (1999) beschreiben dagegen für artenreiches Grünland N-Gaben von 20-30 kg N ha⁻¹ a⁻¹ auf mittleren bis sauren Böden, 14-25 kg N ha⁻¹ a⁻¹ auf kalkreiche Böden als kritische N-Menge, ab welcher die Artenzahl sinkt. Diese Mengen werden in Pflanzengesellschaften häufig bereits durch atmosphärischen N-Eintrag von 30 bis 55 kg N ha⁻¹ a⁻¹ überschritten (OPITZ v. BOBERFELD 1994a, BAKKER & BERENDSE 1999, STEVENS et al. 2004). MOUNTFORD et al. (1993b) und KIRKHAM & WILKINS (1994) beobachten Wechselwirkungen zwischen N- und P-Düngung bezogen auf die botanische Zusammensetzung; es zeigt sich, dass die botanische Veränderung umso stärker ausgeprägt ist, je höher die P-Düngung in Ergänzung zur N-Düngung ist - mit deutlicher Zunahme von *Holcus lanatus*. Auch zwischen N- und K-Gaben bestehen Interaktionen bezogen auf artspezifische Ertragsanteile. Der Anteil von *Elymus repens* wird in Abhängigkeit vom N-Aufwand sowohl durch die K-Menge als auch durch die Art des K-Salzes beeinflusst, wobei der größte Ertragsanteil bei hoher Kainitmenge und hohem N-Aufwand erreicht wird (OPITZ v. BOBERFELD 1980). Sonstige Kräuter, die fähig sind ihre Ertragsanteile bei N-Düngung und nachhaltiger P- und K-Düngung zu steigern, sind unter anderem: *Cerastium holosteoides*, *Rumex acetosa*, *R. crispus*, *Stellaria media* und *Taraxacum officinale* (MOUNTFORD et al. 1993b). Ohne Zugabe von N ist eine vielfältigere Artenzusammensetzung möglich (MARRS 1993, SMITH 1993), wobei eine P- und K-Düngung die Zunahme der *Fabaceen*-Arten fördert (KLAPP 1965, ZÜRN 1968, VOIGTLÄNDER 1987, OPITZ v. BOBERFELD 1994a). Unter extremen N-Mangel können jedoch die *Fabaceen* bei ausreichendem P- und K-Angebot einen signifikanten Wettbewerbsvorteil erlangen und über Arten, die weniger gut an N-Mangelsituationen angepasst sind, dominieren und somit die Diversität gefährden (CHAPMAN 2001). SANDERSON et al. (2002)

berichten von Pflanzenbestände in Norddeutschland über eine stark negative Beziehung zwischen der Artenzahl und dem Anteil an *Trifolium repens*, bei der *T. repens* andere Kräuterarten verdrängt. MCCREA et al. (2001) berichten, dass Konzentrationen von $<7 \text{ mg P } 100 \text{ g}^{-1}$ Boden optimal zur Erhaltung einer angemessenen Artenzahl auf Wiesen sind. Eine Beprobung von 280 Grünlandflächen in West- und Zentraleuropa durch JANSSENS et al. (1997) zeigt, dass bei einer Überschreitung des Gehaltes im Boden von $5 \text{ mg P } 100 \text{ g}^{-1}$ Boden die Artendichte den Wert 20 Arten 100 m^{-2} nicht überschreitet, während bei $4 \text{ mg P } 100 \text{ g}^{-1}$ Boden die maximale Artenzahl (= bis zu 60 Arten 100 m^{-2}) realisierbar ist. Eine identische Relation mit extrahiertem Bodenphosphat ist für den Shannon-Index mit Werten bis 5,0 bei Boden-Gehalten von $4 \text{ mg P } 100 \text{ g}^{-1}$ (JANSSENS et al. 1997) zutreffend. Der Effekt von P kann als indirekte Einflussgröße auf die N-Verfügbarkeit durch seine kontrollierende Wirkung auf den Anteil an *Fabaceen* sowie deren Potenzial zur N_2 -Fixierung zurückgeführt werden (OPITZ v. BOBERFELD 1994a, MAMOLOS et al. 1995). Ein geringer P-Gehalt im Boden kann die Mineralisierung organischer Substanz und somit die N-Freisetzung reduzieren (CADISCH et al. 1994), entweder durch eingeschränkte Aufnahme und folglich geringe P-Gehalte im Pflanzenmaterial, resultierend in strukturellen Veränderungen wie z.B. höheren Ligningehalten und einer abnehmenden Mineralisierungsrate (CHESHIRE & CHAPMAN 1996) oder durch Limitierung der Nitrifikationsaktivität von Bodenorganismen (JANSSENS et al. 1997, 1998). Ein direkter Einfluss von P könnte sein, dass oligotrophe und mesotrophe Arten mit langsamen bis moderaten Wachstum P besser nutzen können als schnellwachsende eutrophe Arten. Bei geringer P-Verfügbarkeit würden eutrophe Arten zugunsten oligotropher und mesotropher Arten verschwinden (PEETERS & JANSSENS 1998). Diese Hypothese wird unterstützt durch hohe Artendichten (= >40 Arten 100 m^{-2}), lediglich auftretend bei Pflanzen-Gehalten niedriger als $1,5 \text{ g P kg}^{-1}$ TS (JANSSENS & PEETERS 1998). Im Gegensatz zu Bodenphosphat schränken niedrige K-Gehalte die Diversität ein, während mittlere Versorgungsstufen diese fördern. JANSSENS et al. (1998) beobachten die höchste Artenzahl bei Konzentrationen von $20 \text{ mg K } 100 \text{ g}^{-1}$ Boden, auch MCCREA et al. (2001) finden die artenreichste Bestandszusammensetzung auf Wiesen bei einem extrahierten Gehalt des Bodens von 10 bis $30 \text{ mg K } 100 \text{ g}^{-1}$ Boden. K-Mangel kann das Auskeimen von kurzlebigen Arten unterbinden (MCCREA et al. 2001). Zahlreiche Kräuter einschließlich *Fabaceen* sind abhängig von hohen K-Gehalten, um gegenüber Gräsern konkurrenzfähig zu bleiben

(RUSSELL 1973). VOIGTLÄNDER (1987) dagegen berichtet von einem eher abnehmenden als zunehmenden Kräuteranteil, falls K irgendeiner Mangeldüngung hinzugefügt wird. AL-MUFTI et al. (1977) und GRIME (1979) betonen, dass zwischen Produktivität und der floristische Diversität einer vegetativen Gesellschaft eine 'humpback'-Beziehung (= unimodale bzw. eingipflige Beziehung) existiert, vgl. Abb. 2.1. AL-MUFTI et al. (1977) finden maximale Diversität bei mittlerer Produktivität (= 35 - 75 dt TS ha⁻¹), OOMES (1992) ermittelt spezifisch für Grünland eine maximale Artendichte bei 40 - 60 dt TS ha⁻¹, bei der die größte Konfrontation von 'competitor'- und 'stress tolerator'-Nischen auftritt (GRIME 1979, CHAPMAN 2001).

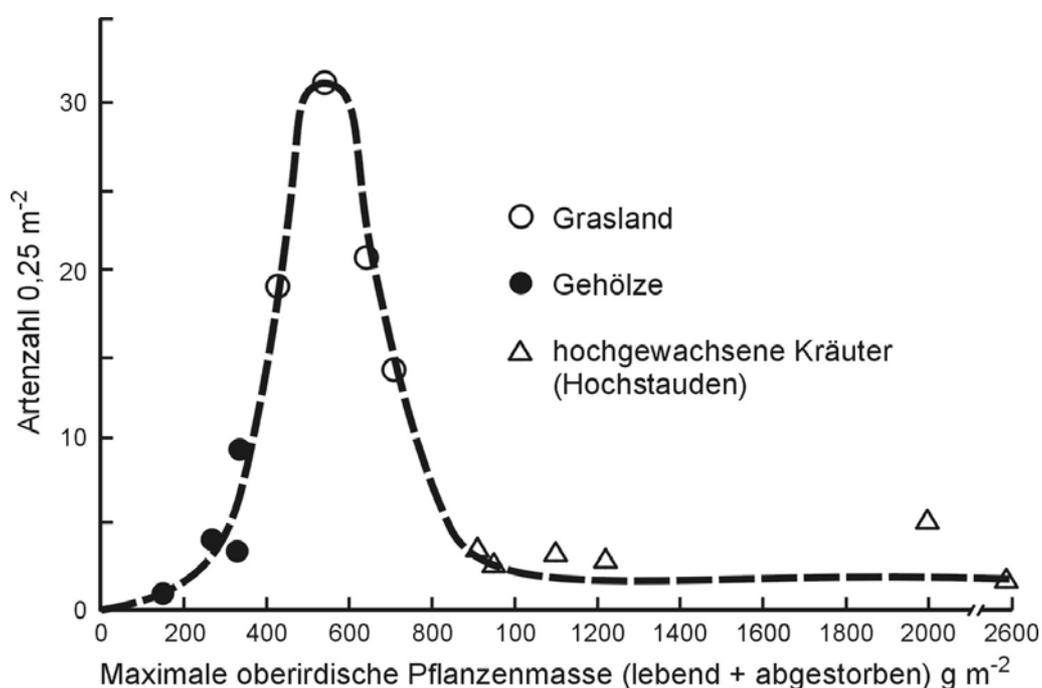


Abb. 2.1: Beziehung zwischen maximaler oberirdischer Pflanzenmasse und Arten-dichte der Kräuter für 14 Standorte in England (verändert nach AL-MUFTI et al. 1977)

Wird die TS-Produktivität in oben beschriebener 'humpback'-Beziehung durch die Hauptnährstoffe N, P und K ersetzt, ist laut JANSSENS et al. (1998) für Grünland eine identische Beziehung zwischen Artenzahl und Bodennährstoffangebot gegeben. Bei niedriger bis mittlerer Bodennährstoffversorgung (= 0,5% N; 5 mg P 100 g⁻¹ Boden; 20 mg K 100 g⁻¹ Boden) kann eine Vielzahl mesotropher Arten gemeinsam mit oligotrophen und eutrophen Arten ko-existieren. SMITH (1994) hingegen kombiniert Daten von drei Grünlandstandorten und kann keinen Zusammenhang zwischen floristischer Diversität und Bodennährstoffversorgung finden. Dies könnte auf den jungen Grünlandbestand, den Einfluss von Beweidung und Schnitt auf die Artenzu-