Botanik und Naturschutz in Hessen **10**, 41-85, Frankfurt am Main 1998.

Nährstoffökologische Untersuchungen im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet in (teilweise ruderalisierten) Sandpionierfluren und -rasen

Christian Storm, Ilse Herget, Jürgen Kappes & Barbara Vormwald

Zusammenfassung: Im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet (Südhessen) wurden 16 Bestände von Sandpionierfluren (Spergulo-Corynephoretum, Bromo-Phleetum) und Sandrasen (Jurineo-Koelerietum, Allio-Stipetum) sowie ein *Poa angustifolia*-Bestand nährstoffökologisch untersucht.

Die Böden dieser Sand-Ökosysteme sind humusarm bis mittel humos, arm bis sehr arm an Gesamt-Stickstoff, Nitrat und Ammonium ($CaCl_2$-Extrakt) sowie Phosphat (Calcium-Acetat-Lactat-Extrakt). Saisonale Schwankungen einiger Bodenkennwerte und die Bedeutung des Unterbodens werden exemplarisch dargestellt.

Im Verlauf der Sukzession von Sandpionierfluren zu geschlossenen Sandrasen findet auf basenreichem Flugsand eine 3-4fache Akkumulation von Humus und Gesamt-Stickstoff statt, da Sandumlagerungen abnehmen (Konsolidierung) und die Vegetation mehr Streu produziert. Auch die Nitratgehalte erhöhen sich entsprechend (nicht jedoch Ammonium und Phosphat). Der Stickstoffumsatz vermindert sich um etwa denselben Faktor. Dies kann als Übergang von einem offenen zu einem geschlossenen Ökosystemtyp beschrieben werden.

Die Böden der Pionierflur basenarmer Flugsande (Spergulo-Corynephoretum) sind stark bis mittel sauer und haben einen etwas niedrigeren Nitrifikationsgrad als die übrigen Gesellschaften. Hinsichtlich der übrigen Parameter finden sich keine signifikanten Unterschiede zum Bromo-Phleetum und Jurineo-Koelerietum.

Trotz der geringen Gehalte und Vorräte an Pflanzennährstoffen unterliegt Stickstoff einem raschen Umsatz, vor allem in nicht-konsolidierten Böden. Die Stickstoff-Nachlieferungsrate (Nettomineralisation) liegt relativ hoch, so daß sich kein Anhaltspunkt für eine Stickstoff-Mangelversorgung ergibt.

Die atmogene Gesamtdeposition von Stickstoff stellt eine wesentliche zusätzliche Stickstoffquelle dar. Mögliche Auswirkungen werden vor dem Hintergrund vielerorts beobachteter Ruderalisierungserscheinungen diskutiert. Ruderalisierung wird hier als Zunahme von Arten verstanden, die schwerpunktmäßig an ruderalen Standorten vorkommen. Bei 5 Flächenpaaren werden unmittelbar aneinandergrenzende Bestände verglichen, die sich in ihrem Ruderalisierungsgrad unterscheiden. Eine der ruderalisierten Flächen fällt durch einen sehr stark erhöhten Phosphatgehalt auf (vermutlich bedingt durch Einträge von benachbarten Äckern). Alle ruderalisierten Flächen sind durch höhere Nitratgehalte und Stickstoff-Nachlieferungsraten von ihren Vergleichsflächen unterschieden. Der stark ruderalisierte *Poa angustifolia*-Bestand ist durch eine noch we-

sentlich höhere Stickstoff-Nachlieferung – bei ansonsten vergleichbaren Bodenparametern – gekennzeichnet.

Eine generell fehlende Schutzfähigkeit der Sand-Ökosysteme läßt sich aus unseren Befunden nicht ableiten, weitere Untersuchungen sind jedoch erforderlich.

Soil nutrient contents and supply of (partly ruderalized) pioneer vegetation and grassland on sandy soils in the region of Darmstadt-Dieburg

Summary: On sandy soils in the region of Darmstadt-Dieburg (south Hesse, Germany) sixteen plots of pioneer vegetation (Spergulo-Corynephoretum, Bromo-Phleetum) and grassland (Jurineo-Koelerietum, Allio-Stipetum, *Poa angustifolia*-stand) were examined with regard to soil-nutrient content and supply.

The soils of these sand ecosystems are poor to medium in humus content, poor to very poor in total nitrogen, nitrate and ammonium ($CaCl_2$ extract), as well as in phosphate (Calcium Acetate Lactate extract). Seasonal variation of soil variables and the importance of the lower soil horizon were investigated in the *Poa angustifolia*-stand.

In the course of succession on calcareous sand from pioneer vegetation to closed grassland a 3-4-fold accumulation of humus and total nitrogen takes place, due to reduced sand movement (consolidation) and increasing production of litter. The nitrate content of the soils increases, too (but not the ammonium or phosphate content). The nitrogen turnover rate drops proportionally. This is a transition from an "open" to a "closed" ecosystem type.

On lime-poor sand the soils of the pioneer vegetation (Spergulo-Corynephoretum) are highly to medium acidic, and nitrification is lower (but still high), compared to calcareous, non-consolidated sand. Regarding other variables, no significant differences could be detected.

Despite low nutrient contents and pools, nitrogen is subject to a rapid turnover, especially in non-consolidated soils. Nitrogen net mineralization was found to be relatively high, giving no reason to believe there is a nitrogen limitation.

The total atmospheric nitrogen deposition constitutes an important, additional nitrogen source. Its possible impact on vegetation is discussed in view of "ruderalization" (increase in plant species occurring mainly at ruderal sites). In five stands two directly adjoining plots with different degrees of ruderalization were compared. One of the ruderalized plots shows extraordinary high phosphate content (probably caused by deposition from neighbouring fields). All ruderalized plots are distinguished by their higher nitrate content and nitrogen mineralization rates from their controls. The highly ruderalized stand of *Poa angustifolia* is characterised by a very high mineralization, whereas other variables are not conspicuous.

Our study provides no evidence for a generally lacking potential for conservation of sand ecosytems, but further investigations are required.

Dr. Christian Storm, Diplom-Biologin Ilse Herget, Diplom-Biologe Jürgen Kappes, Diplom-Biologin Barbara Vormwald, AG Geobotanik, Institut für Botanik, Technische Universität Darmstadt, Schnittspahnstraße 4, 64287 Darmstadt. e-mail: storm@bio.tu-darmstadt.de

Inhaltsverzeichnis

1. Einführung 43
1.1. Zur Nährstoffversorgung von Sandpionierfluren und -rasen 43
1.2. Zur Frage der Ruderalisierung 45
1.3. Zu unseren Untersuchungen 46
2. Untersuchungsgebiet, Lage der Flächen und ihre Vegetation 47
3. Methoden 49
4. Ergebnisse und Diskussion 51
4.1. Skelettgehalt und Lagerungsdichte 52
4.2. Bodenwassergehalt 53
4.3. Humusgehalt 53
4.4. Gesamt-Stickstoffgehalt und -vorrat 54
4.5. pH-Wert 55
4.6. Ammoniumgehalt 56
4.7. Nitratgehalt 56
4.8. Vorräte an Nitrat und Ammonium (N_{min}) 57
4.9. Nettomineralisation 58
4.10. Stickstoffumsatz 60
4.11. Nitrifikationsgrad 60
4.12. Phosphat 60
5. Synopsis 62
5.1. Bewertung der Nährstoffversorgung der Sandpionierfluren und -rasen 62
5.2. Unterschiede zwischen den Gesellschaften 63
5.3. Bedeutung von Immissionen 64
5.4. Nährstoffversorgung, Ruderalisierung und Schutzfähigkeit 65
6. Literatur 66
7. Tabellenanhang 69

1. Einführung

1.1. Zur Nährstoffversorgung von Sandpionierfluren und-rasen

Im Darmstadt-Dieburger Raum finden sich ausgedehnte Flugsandablagerungen, deren Ökosysteme in ein umfassendes Untersuchungsprogramm einbezogen sind (Krolupper & Schwabe 1998). Auf ihnen haben sich überregional bedeutsame Sandpionierfluren und Sandrasen entwickelt. Die Nährstoffversorgung von solchen Vegetationstypen ist in dreifacher Hinsicht von Interesse:

Zum **ersten** ist sie aus dem Blickwinkel der wissenschaftlichen Grundlagenforschung von Bedeutung. Bedingt durch den Mangel an Kolloiden ist das Nährstoffbindungsvermögen dieser Böden sehr schwach; wichtige Pflanzennährstoffe wie Nitrat, Ammonium oder Kalium werden kaum gebunden, sondern unterliegen der Auswaschung. Außerdem sind Sandböden zumeist arm an verwitterbaren Mineralen, und damit ist ihre Nährstoff-Nachlieferung gering (Quinger & Meyer 1995).

Für die Pflanzen stellt diese Nährstoffarmut (neben dem geringen Wasserspeichervermögen) einen wichtigen limitierenden Faktor dar, der die charakteristische Artenzusammensetzung der Sand-Ökosysteme mitbedingt. In vielen Untersuchungen im Bereich

von Küstendünen hat sich gezeigt, daß vor allem Stickstoff der entscheidende limitierende Faktor ist; teilweise spielt Phosphor eine zusätzliche, aber untergeordnete Rolle, während Kalium und Spurenelemente meist in ausreichenden Mengen vorhanden sind (Willis & Yemm 1961, Willis 1963, Atkinson 1973, Pemadasa & Lovell 1974, Kachi & Hirose 1983, DeAngelis & al. 1989, West & al. 1993, Olff & al. 1993, Ellenberg 1996). Stickstoff und Phosphor sind ganz allgemein in Landökosystemen die wichtigsten Mangelnährstoffe (Chapin 1980, DeAngelis & al. 1989). Die Zufuhr von solchen Mangelnährstoffen führt in Experimenten zu Veränderungen in der Artenzusammensetzung, indem konkurrenzkräftigere, aber nährstoffbedürftigere Arten in die Sandvegetation eindringen und die konkurrenzschwachen typischen Pflanzenarten verdrängen; damit steigt die Produktivität des Ökosystems insgesamt an (Chapin & al. 1986).

Das Stickstoffangebot kann daher bei der Besiedlung von offenen Sanden die Sukzession stark beeinflussen. Bei Untersuchungen der Vegetationsentwicklung auf nährstoffarmen Substraten konnte gezeigt werden, wie eine allmähliche Stickstoffanreicherung stattfindet (Tilman 1987, Gerlach 1993, Olff & al. 1993, Gerlach & al. 1994, van Rheenen & al. 1995). Erst in späteren Stadien erlangt der Lichtfaktor einen überragenden Einfluß auf das Konkurrenzgeschehen (Tilman 1986, Olff & al. 1993). Dagegen wurde nur in wenigen Fällen festgestellt, daß eine Stickstoff-Düngung von Sand-Ökosystemen ohne Auswirkungen auf die Vegetation blieb, so von ten Harkel & van der Meulen (1996) in trockenem Dünengrasland (Festuco-Galietum maritimi, Violo-Corynephoretum). Hier könnte Phosphor entscheidend sein.

Neben den zitierten Untersuchungen von Küstendünen liegen einige Arbeiten vor, die sich im norddeutschen Binnenland mit der Nährstoffversorgung von Sandpionierfluren und -rasen befaßt haben (Berger-Landefeldt & Sukopp 1965, Lache 1976, Bornkamm 1977, Jeckel 1984). Aus den süddeutschen Sandgebieten sind dagegen keine detaillierten Angaben veröffentlicht. Ältere Arbeiten beschränken sich auf die Messung von pH-Werten und wenige weitere Parameter (zum Beispiel Volk 1931, Lötschert & Georg 1980). Daher müssen zunächst einmal grundlegende Kenngrößen des Nährstoffhaushalts ermittelt werden.

Zum **zweiten** interessiert das Thema Nährstoffversorgung aus immissionsökologischer Sicht. Deutschland unterliegt seit einigen Jahrzehnten einer erheblichen flächenhaften, anthropogen bedingten Stickstoffdeposition von circa (5)10-25(35) kg/ha × a (Forschungsbeirat Waldschäden/Luftverunreinigungen 1989). Diese liegt zumindest mancherorts in der Größenordnung der natürlichen Stickstoffnachlieferung durch Mineralisation und Stickstoff-Fixierung. Gerade unter dem Aspekt der Nährstofflimitierung von Sand-Ökosystemen stellt sich die Frage, welche Konsequenzen dies für die Vegetation hat. Darüber liegen für Sandpionierfluren und -rasen kaum Erkenntnisse vor (Ellenberg 1996). Bei anderen Ökosystemtypen, wie Heiden oder Grasland, wurden dagegen zahlreiche Untersuchungen publiziert, die jüngste Veränderungen auf Immissionen zurückführen (zum Beispiel Kowarik & Sukopp 1984, Steubing 1993, Morecroft & al. 1994). Trotz des Mangels an klaren wissenschaftlichen Nachweisen werden Veränderungen der Artenzusammensetzung der Sandvegetation, wie sie vielerorts zu erkennen sind, mit Immissionen in Verbindung gebracht (Lötschert & Georg 1980, Rohde 1994, Quinger & Meyer 1995).

Damit erlangt die Frage nach dem Nährstoffhaushalt der Sand-Ökosysteme **drittens** Bedeutung für den Naturschutz. Würde tatsächlich die Deposition von Nährstoffen eine

ernstzunehmende Gefahr darstellen, wäre eine Schutzfähigkeit nur gegeben, wenn mit bestimmten Pflegemaßnahmen der Nährstoffanreicherung entgegengewirkt wird. Auch für eine beabsichtigte Restitution von Sand-Ökosystemen, etwa nach vorangegangener Nutzung, muß die Frage nach dem Nährstoffangebot gestellt werden. Da typische Sandrasenarten an nährstoffarme Bedingungen angepaßt sind, würde ein zu hoher Nährstoffvorrat zunächst Maßnahmen zu dessen Verminderung erfordern. In anderen Ökosystemtypen (Heiden, Grasland) haben sich vor allem zu hohe Phosphatgehalte infolge ehemaliger Ackernutzung als Hindernis herausgestellt, da sie aus dem Ökosystem praktisch kaum ausgetragen werden (Marrs & al. 1991, Aerts & al. 1995, Willems & van Nieuwstadt 1996).

1.2. Zur Frage der Ruderalisierung

Im letzten Abschnitt wurden Veränderungen der typischen Sandvegetation in jüngerer Zeit erwähnt. Diese werden oft unter dem Begriff „Ruderalisierung“ beschrieben. So stellte beispielsweise Korneck (1987) im Mainzer Sand eine Ausbreitung von „Ruderalpflanzen“ fest. Nach Quinger & Meyer (1995) reagiert das Spergulo-Corynephoretum auf Eutrophierung sehr empfindlich in Form eines Eindringens von „Ruderalarten“. Diese Begriffe werden in der wissenschaftlichen Literatur nicht immer einheitlich gebraucht, wie Heklau & Dörfelt (1987) herausarbeiteten: Ruderalstandorte im engeren Sinne sind anthropogen (durch Siedlung, Industrie etc.) entstanden, werden jedoch nicht zur Pflanzenproduktion genutzt. Sie sind meist nährstoffreich und weisen gestörte Bodenprofile auf oder stellen Bodenauflagen dar. Pflanzenarten, die auf solchen Standorten ihren Verbreitungsschwerpunkt haben, werden Ruderalpflanzen genannt. Ruderalisierung läßt sich demnach hier als ein Prozeß definieren, bei dem Ruderalpflanzen in Sand-Ökosystemen Fuß fassen, die typische Sandvegetation durchdringen und diese nach und nach aufgrund ihrer höheren Konkurrenzkraft (Berger-Landefeldt & Sukopp 1965) verdrängen.

Leider liegen keine Dauerflächenbeobachtungen vor, die diesen Vorgang genau dokumentieren. Zu bedenken ist nämlich, daß auch in älteren Arbeiten Ruderalarten wie *Oenothera biennis* s. l. bereits erwähnt werden (Volk 1931: Stetigkeit im Jurineo-Koelerietum 47 %, Berger-Landefeldt & Sukopp 1965). Teilweise wurden dabei bereits entsprechende Gesellschaften unterschieden, so *Oenothera*-Varianten (Bornkamm 1977) oder die Subassoziation von *Setaria viridis* im Jurineo-Koelerietum (Korneck 1974). Trotzdem scheinen sich diese Arten beziehungsweise Gesellschaften insgesamt in den vergangenen Jahren und Jahrzehnten ausgebreitet zu haben, so daß man von einem Prozeß sprechen kann.

Diese Fassung des Begriffs Ruderalisierung läßt die Ursachen zunächst unbeachtet und ist daher begrifflich klar von „Eutrophierung“, also Nährstoffanreicherung, zu trennen. Allerdings liegt es nahe, in der Eutrophierung eine mögliche Ursache der Ruderalisierung zu suchen, treten doch Ruderalarten (zum Beispiel des Salsolion) regelmäßig an besonders nährstoffreichen Kleinstandorten innerhalb der Sand-Ökosysteme auf, wie zum Beispiel um Kaninchenbauten oder im Randbereich zu angrenzenden Äckern (Ober-

dorfer 1993). Eine flächige Ruderalisierung könnte demnach auf die Deposition von luftgetragenen Stickstoff- oder Phosphorverbindungen zurückgehen.

Neben dem Eindringen von Ruderalarten wurde in jüngerer Zeit auch eine Zunahme von Gräsern (zum Beispiel *Calamagrostis epigejos)* in Sanddünengebieten beobachtet, nicht nur in unserem Gebiet, sondern zum Beispiel auch in den Niederlanden von ten Harkel & van der Meulen (1996).

1.3. Zu unseren Untersuchungen

Unsere Untersuchungen sollen einen ersten Einblick in den Nährstoffhaushalt der Sandvegetation im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet geben und damit die Verhältnisse in einem vergleichsweise niederschlagsarmen und wärmebegünstigten Gebiet näher beleuchten. Es wurden einbezogen (Syntaxonomie nach Oberdorfer 1993):

- Sandpionierfluren basenarmer, offener Sande (Sedo-Scleranthetea: Spergulo morisonii-Corynephoretum canescentis)
- Sandpionierfluren basenreicher, offener Sande (Sedo-Scleranthetea: Bromo tectorum-Phleetum arenarii)
- Sandrasen basenreicher, offener Sande (Sedo-Scleranthetea: Jurineo cyanoidis-Koelerietum glaucae)
- Sandrasen basenreicher, konsolidierter Sande (Festuco-Brometea: Allio-Stipetum capillatae)
- ein „halbruderaler Halbtrockenrasen“ (Agropyretea intermedii-repentis: *Poa angustifolia*-Bestand).

Die drei genannten Gesellschaften basenreicher Sande stellen in der Sukzession im Zuge der immer stärkeren Konsolidierung der Sande aufeinanderfolgende Stadien dar (vergleiche Übersicht in Krolupper & Schwabe 1998). Als Kenngrößen des Nährstoffhaushalts sollten – aufbauend auf den in Abschnitt 1.1. vorgestellten Erkenntnissen – Stickstoff- und Phosphorgehalte sowie die Stickstoff-Nachlieferung bestimmt werden. Saisonale Schwankungen und die Bedeutung des Unterbodens wurden exemplarisch untersucht.

Bei den Sandrasen wurde außerdem ein Vergleich zwischen Flächen verschiedener Ruderalisierungsgrade angestrebt. Besonders auffällig ist, daß in den Sanddünengebieten Flächen ohne (oder mit wenigen) Ruderalpflanzen unmittelbar an solche mit stärkerem Vorkommen angrenzen – und dies ohne augenfällige Standortsunterschiede. In unseren Untersuchungen haben wir solche direkt benachbarten Flächen miteinander verglichen. Dabei wurden bewußt keine ausgesprochenen Ruderalfluren ausgewählt, da diese den Standort auch sekundär verändern können, denn Wedin & Tilman (1990) und Wedin & Pastor (1993) konnten nachweisen, wie ursprünglich identische Bodensubstrate sich durch den Bewuchs mit verschiedenen Pflanzenarten verändern. Vielmehr lag unser

Hauptinteresse auf den **beginnenden** Ruderalisierungserscheinungen und der Frage, ob sich diese Standorte bereits von Vergleichsflächen in ihrem Nährstoffangebot unterscheiden lassen. Exemplarisch wurde außerdem der oben erwähnte *Poa angustifolia*-Bestand einbezogen, der einen hohen Ruderalartenanteil enthält.

Die Untersuchungen wurden in drei Arbeiten mit unterschiedlichen Schwerpunkten durchgeführt (Kappes 1996, Vormwald 1996, Herget 1997), über deren Ergebnisse hinsichtlich der skizzierten Fragestellungen hier zusammenfassend berichtet werden soll.

2. Untersuchungsgebiet, Lage der Flächen und ihre Vegetation

Die meisten Untersuchungsflächen liegen im **Naturraum** Hessische Rheinebene. Ihr Untergrund wird gebildet aus primär kalkhaltigen Flugsanden, die aus Rheinschottern ausgeblasen wurden. In der Untermainebene dagegen stehen kalkfreie Sande an. Die zunächst noch schüttere Vegetation setzte den Sandumlagerungen keinen Widerstand entgegen, es kam im Spät- und Postglazial zur Bildung von Dünen. Als Bodentypen unter der hier untersuchten Sand-Vegetation haben sich Syrosem, Regosol und Pararendzina entwickelt.

Die Jahresniederschläge liegen zwischen 600 und 700 mm, die Jahresmitteltemperaturen bei 9-10 °C, wobei die mittlere Jahresschwankung der Temperatur 17,5 °C beträgt (Knoch 1950). Diese relativ große Amplitude in Verbindung mit den geringen Niederschlägen bedingt eine subkontinentale Tönung des Gebietes; sie ermöglicht das Vorkommen von Gesellschaften, die Beziehungen zu den Steppen aufweisen (Jurineo-Koelerietum, Allio-Stipetum).

Die **Lokalitäten** der Untersuchungsflächen gehen aus Tabelle 1 hervor. Auf den Probeflächen wurden pflanzensoziologische Aufnahmen mit der erweiterten Artmächtigkeitsskala (Barkman & al. 1964) durchgeführt. Die Nomenklatur folgt Buttler & Schippmann (1993), Frahm & Frey (1992) und Wirth (1995). In Tabelle 1 sind die Ergebnisse dokumentiert.

Die Flächen werden wie folgt **abgekürzt**: Großbuchstaben bezeichnen die Pflanzengesellschaft, Nummern die Lokalitäten; Kleinbuchstaben unterscheiden Parallelflächen an einer Lokalität. Der Zusatz -R wird angehängt, wenn eine **Ruderalisierung** vorliegt. Im Sinne der einleitend gegebenen Definition bedeutet dies ein merkliches Vorkommen von Ruderalarten. Als solche werden hier Arten betrachtet, die nach Oberdorfer (1994) schwerpunktmäßig auftreten in den:

- Chenopodietea (hier vor allem Sisymbrion und Salsolion),
- Artemisietea vulgaris (hier vor allem Onopordion und Dauco-Melilotion) oder
- Agropyretea intermedii-repentis.

Solche Arten kommen auch in typischen Sandpionierfluren und -rasen sporadisch vor (siehe Abschnitt 1.2.). Um Bestände als „ruderalisiert“ zu bezeichnen, wurde von uns als Kriterium festgelegt, daß mindestens eine Ruderalart mit einer Mindestdeckung von

5 % (2a) vorkommen muß. Dies entspricht zumeist einem Anteil der Ruderalarten am Gesamtarteninventar von über 15 % (vergleiche Tabelle 1).

Außerdem können bei Sandpionierfluren und -rasen auch Arten des Wirtschaftsgrünlandes (Molinio-Arrhenatheretea) sowie einige weitere Arten (*Calamagrostis epigejos, Rubus fruticosus* s. l. und *Cynodon dactylon*), die häufig sogar Dominanzbildner sind, als untypisch gewertet werden, da sie in intakten Beständen nicht oder nur in geringen Mengen vorkommen (Quinger & Meyer 1995). Diese sind in der Tabelle gesondert aufgeführt, jedoch nicht zur Abgrenzung verwendet worden. Zumeist würde sich durch ihre Einbeziehung die Zuordnung zu den Kategorien ruderalisiert/nicht-ruderalisiert nicht verändern.

Spergulo-Corynephoretum typicum (SC)

Die beiden Bestände des Spergulo-Corynephoretum SC1 und SC2 wurden von Vormwald (1996) untersucht. SC1 liegt auf dem Flugplatz von Babenhausen, SC2 auf der Apfeldüne nahe Gräfenhausen. Zwar tritt hier keine Ruderalart im oben genannten Sinne mit einer Deckung über 5 % auf, wohl aber *Cynodon dactylon.* Außerdem sind 2 von 11 vorkommenden Arten Ruderalarten.

Bromo-Phleetum (BP)

Die Daten zu Fläche BP-R auf dem ehemaligen August-Euler-Flugplatz bei Griesheim wurden gleichfalls von Vormwald (1996) erhoben. Durch Vorkommen von *Setaria viridis* (2a) ist die Fläche als ruderalisiert zu kennzeichnen.

Jurineo-Koelerietum typicum (JK)

Von Kappes (1996) stammen die Erhebungen zu zwei Jurineo-Koelerietum-Flächenpaaren. Beide Flächen enthalten noch Elemente des Bromo-Phleetum. Die Flächen JK1a und JK1b-R wurden auf dem Standortübungsplatz der Bundeswehr südlich des Darmstädter Autobahnkreuzes aufgenommen; während die erstgenannte Fläche relativ schwach ruderalisiert ist, ist der Ruderalisierungsgrad von JK1b-R etwas höher, denn hier kommt *Oenothera biennis* s. l. mit Artmächtigkeit 2a vor.

Die beiden Bestände JK2a-R und JK2b-R liegen wie BP auf dem ehemaligen August-Euler-Flugplatz. Sie sind 20 m voneinander entfernt und beide durch das Vorkommen von Ruderalisierungzeigern (*Conyza canadensis:* 2a) gekennzeichnet; der Ruderalisierungsgrad von JK2b-R ist jedoch etwas höher.

Allio-Stipetum (ASK, AS)

Die Untersuchungen des Allio-Stipetum wurden ebenfalls von Kappes (1996) durchgeführt. Bei den Flächen ASK handelt es sich um das **Allio-Stipetum koelerietosum glaucae**, eine dem Jurineo-Koelerietum nahestehende Subassoziation. Alle drei Flächen befinden sich unmittelbar benachbart auf der Seeheimer Düne. Bei diesem Flächenhaften Naturdenkmal handelt es sich um sehr wertvolle Relikte primärer Sandrasen. Die Fläche ASKb-R ist durch starkes Vorkommen von *Rubus caesius* als ruderalisiert zu bezeichnen. ASKa ist die Aufnahme mit dem geringsten Ruderalartenanteil aller Flächen (4 %). ASKc fällt nicht in die Kategorie ruderalisiert, allerdings kommt hier *Calamagrostis epigejos* mit über 5 % Deckung vor.

Die übrigen Aufnahmen des Allio-Stipetum gehören der **Typischen Subassoziation** an. AS1 liegt auf dem schon erwähnten Standortübungsplatz und ist durch das Vorkom-

men von *Stipa pennata* s. str. eine Besonderheit. Während hier Ruderalarten im engeren Sinn kaum Fuß gefaßt haben, sind *Calamagrostis epigejos* und *Rubus fruticosus* s. l. mit Artmächtigkeit 2a vertreten.

AS2a und AS2b-R sind ein Vergleichspaar vom Rotböhl zwischen Gräfen- und Wixhausen. Die letztgenannte Fläche ist durch auffällige Vorkommen der Ruderalarten *Bromus tectorum* und *Conyza canadensis* gekennzeichnet.

AS3a und AS3b-R unterscheiden sich gleichfalls in ihrem Ruderalisierungsgrad (*Oenothera biennis* s. l. > 5 %); sie liegen an der Eisenbahnlinie südsüdöstlich von Pfungstadt.

Poa angustifolia-Bestand (PB)

Die von Herget (1997) durchgeführten Bodenanalysen in diesem Bestand unterscheiden sich methodisch von den bisher erwähnten, da sie in ein interdisziplinäres Projekt eingebunden waren (Mühlich & al. 1994). Syntaxonomisch kann die Fläche als *Poa angustifolia*-Bestand und damit als „halbruderaler Halbtrockenrasen" bezeichnet werden. Typische Arten der Sandpionierfluren und -rasen treten hier kaum auf. Die Aufnahmeflächen PBa und PBb sind fast unmittelbar benachbart; die Proben für die Bodenanalysen wurden zwischen beiden genommen. Die Flächen befinden sich im Naturschutzgebiet „Griesheimer Düne".

Die drei erstgenannten Gesellschaften stellen frühe **Sukzessionstadien** dar und unterliegen ständigen Bodenumlagerungen. Der Boden ist hier relativ offen: Die Gesamtvegetationsdeckungen liegen bei 50-70 (80) %. Das Allio-Stipetum als Folgegesellschaft dagegen findet sich auf stärker konsolidierten Sanden und deckt 80-100 %. Nahezu 100 % Gesamtdeckung erreicht der *Poa angustifolia*-Bestand.

3. Methoden

Es wurden so weit wie möglich Standardmethoden eingesetzt, wie sie insbesondere vom Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA 1991) ausgearbeitet wurden und bundesweit Verwendung finden.

Die Proben wurden nach einem systematischen Raster entlang des Randes der jeweiligen pflanzensoziologischen Aufnahmefläche genommen. Auf allen Probeflächen, mit Ausnahme von PB, wurden je Termin 20 Proben mit einem Folienprobennehmer (Firma Eijkelkamp, Durchmesser 4,7 cm) genommen. Die Entnahmetiefe betrug 0-10 cm des Mineralbodens. Zwar vermögen manche Arten wesentlich tiefer zu wurzeln (Volk 1931, Linder 1960), doch die Hauptmasse der Wurzeln konzentriert sich auf diesen Bereich (Jeckel 1984; nach van Rheenen & al. 1995 befinden sich im Spergulo-Corynephoretum über 90 % der Wurzeln in dieser Zone). Die Einzelproben wurden in der Reihenfolge ihrer Entnahme zu drei Mischproben vereinigt, die getrennt analysiert wurden.

Bei Fläche PB erfolgte die Probenahme mit dem Pürckhauer-Bohrstock aus 0-30 und 30-60 cm Tiefe. Je 20 Einzelproben wurden zu einer Mischprobe vereinigt, im

Gelände auf 2 mm gesiebt und mit dem Riffelteiler geteilt. Dieser Mischprobe wurden später zwei Analysenproben entnommen, die getrennt untersucht wurden.

Die Termine der Probenahmen (PN) unterscheiden sich wie folgt:

SC, BP:	9. 7. (PN1), 30. 7. (PN2) und 18. 8. 1996 (PN3)
JK, ASK, AS:	1.-29.7. (PN1), 23.-30. 9. 1996 (PN2)
PB:	28. 3., 17. 4., 30. 5., 21. 6., 16. 7., 5. 8., 26. 8., 16. 9., 7. 10., 29. 10. und 18. 11. 1996.

Für die Fläche PB liegt damit fast ein kompletter Jahresgang vor, denn die Fläche war vor dem ersten Termin (durchgehend bis zum 16. 3. 1996) gefroren, so daß eine Nährstoffaufnahme durch die Pflanzen nicht möglich war.

Alle Proben wurden gekühlt zum Labor transportiert und dort über Nacht bei circa 5 °C gelagert. Am folgenden Tag erfolgte eine Siebung auf 2 mm zur Gewinnung der Feinerde (außer bei den bereits gesiebten Proben der Fläche PB), mit der am selben Tag die Bodenextrakte und Suspensionen zur pH-Messung hergestellt wurden. Ein Teil des restlichen Materials wurde bei 80 °C getrocknet und nach Feinmahlung mit einer Schwingmühle (Firma Retsch) zur Gesamt-Stickstoff- und Humusbestimmung verwendet.

Folgende Analysenmethoden wurden angewandt:

Wassergehalt
Die trockenmassebezogenen Wassergehalte der feldfrischen Proben wurden nach 48 h Trocknung bei 105 °C gravimetrisch bestimmt.

Lagerungsdichte
Zur Dichtebestimmung wurden der Fläche PB am 19.12.1996 20 Stechzylinderproben je Tiefenstufe von je 100 ml genommen. Bei den übrigen Flächen erfolgte bereits die Probenahme mit dem Folienprobennehmer volumenbezogen (173,5 ml je Einzelprobe). Die Lagerungsdichte wurde gravimetrisch nach Trocknung bei 105 °C bestimmt.

Skelettgehalt
Gravimetrische Bestimmung der Fraktion > 2 mm. Die Gehalte sind trockenmassebezogen angegeben.

Humusgehalt
Die Humusgehalte der gemahlenen Proben wurden durch Glühverlustbestimmung analysiert (Goldin 1987). Die Proben wurden bis zur Massenkonstanz (4 Stunden) bei 400 °C im Muffelofen verascht. Diese relativ niedrige Temperatur vermeidet die Freisetzung von Kristallwasser. Nach Schachtschabel & al. (1992) liefert diese Bestimmung bei Sandböden ausreichend genaue Werte. Zur Erreichung einer vollständigen Oxidation organischer Verbindungen wurden außerdem den Proben 10 Tropfen H_2O_2 (30 %ig) zugesetzt (Allen 1989).

Gesamt-Stickstoff
Zur Bestimmung des Gesamt-Stickstoffs wurden die gemahlenen Bodenproben zunächst in einem Kjeldahl-Aufschluß verascht (Bremner 1960, VDLUFA 1991). Die Bestimmung des Ammoniums im Aufschluß erfolgte titrimetrisch nach Wasserdampfdestillation mit dem Vapodest-5 (Firma Gerhardt).

pH-Wert
Die Messung wurde nach DIN 19684, Teil 1 (1977) und VDLUFA (1991) in der Bodensuspension mit einer Glaselektrode (Single Pore, Firma Hamilton) durchgeführt. Feldfrische Feinerde wurde im Massenverhältnis 1:2,5 mit 0,01 mol/l frisch abgekochter Calciumchlorid-Lösung versetzt, durchmischt und am folgenden Tag gemessen.

Calciumchlorid-extrahierbares Nitrat und Ammonium

Die Extraktion „pflanzenverfügbarer“ mineralischer Stickstoffverbindungen (N_{min}: Nitrat und Ammonium) wurde nach VDLUFA (1991) mit 0,0125 mol/l Calciumchlorid-Lösung durchgeführt. Die Gehalte an N_{min} in solchen Extrakten korrelieren eng mit der N-Aufnahme durch Pflanzen (Appel & Steffens 1988). Die Nitratbestimmung wurde nach Navone (1964) und VDLUFA (1991) photometrisch durchgeführt (Photometer PMQII, Firma Zeiss). Die Ammoniumgehalte wurden mit dem Vapodest-5 (Firma Gerhardt) titrimetrisch nach Wasserdampfdestillation bestimmt (Bremner & Keeney 1965, Keeney & Nelson 1982, Allen 1989).

Netto-Mineralisationsraten

Für die Stickstoffversorgung der Pflanzen ist weniger der zu einem bestimmten Zeitpunkt im Boden meßbare Gehalt (Stoffvorrat) entscheidend, sondern vielmehr die mineralisationsbedingte Nachlieferungsrate (Stofffluß). Zur Bestimmung der Netto-Mineralisationsraten wurde die bewährte Freilandbebrütungsmethode nach Runge (1970) und Gerlach (1973) verwendet.

Von uns wurde auf allen Flächen (außer PB) eine Entnahme von Bodenproben in möglichst ungestörter, natürlicher Lagerung vorgenommen. Je Bestand wurden von 20 Stellen Proben genommen, die denen zur Analyse der aktuellen Nitrat- und Ammoniumgehalte unmittelbar benachbart waren. Die ausgestochenen Bodensäulen wurden vorsichtig in Polyethylenbeutel (Wandstärke 50 µm) überführt und am Standort in circa 5 cm Tiefe 6 Wochen inkubiert. Die Beutel behindern den Gasaustausch nicht (Eno 1960), verhindern jedoch die Auswaschung nachgelieferten Nitrats und Ammoniums sowie die Aufnahme durch Pflanzenwurzeln. Nach Ablauf der Inkubation wurden die Proben wie oben beschrieben aufgearbeitet und analysiert. Bei der Fläche PB wurden aus der gesiebten Mischprobe (siehe oben) Material in 2 Beutel gefüllt und in der mittleren Tiefe des Entnahmehorizontes (circa 15 beziehungsweise 45 cm) in derselben Weise 3 Wochen lang inkubiert. Beide Methoden liefern bei gut durchlüfteten Sandböden vergleichbare Werte, da nach Gerlach (1973) in diesem Fall keine Veränderung der Mineralisationsraten durch Misch- oder Strukturzerstörungseffekte eintritt.

CAL-extrahierbares Phosphat

Die Gesamtphosphorgehalte eines Bodens sind pflanzenökologisch wenig aussagekräftig; deshalb ist es allgemein üblich, die Phosphorversorgung der Pflanzen durch die Bestimmung des Gehaltes an „pflanzenverfügbarem Phosphat“ in geeigneten Bodenextrakten zu bestimmen. Besonders bewährt hat sich der auf Schüller (1969) zurückgehende Calcium-Acetat-Lactat-Extrakt (Werner 1972, VDLUFA 1991). Da im Vergleich zu einem Wasserextrakt nicht nur das in der Bodenlösung vorhandene, sondern auch das säure lösliche Phosphat erfaßt wird, kann somit das Phosphor-Nachlieferungspotential der Böden bestimmt werden; im Grünland werden so bessere Korrelationen mit dem Phosphor-Entzug erhalten (Schachtschabel & al. 1992). Die hohe Aussagekraft dieses Parameters wurde von Gutser & Amberger (1977) und Amberger & Gutser (1977) bestätigt. Die Bestimmung des Phosphats erfolgte photometrisch als Phosphormolybdänblau nach Hoffmann & Ohnesorge (1966) und VDLUFA (1991).

Angabe der Nährstoffgehalte

Die Gehalte an extrahierbarem Ammonium, Nitrat und Phosphat sind in dieser Arbeit durchgehend als Elementgehalte bezogen auf die Feinerdetrockensubstanz FTS (105 °C) angegeben, also mg NH_4^+-N/kg FTS, mg NO_3^--N/kg FTS, mg PO_4^{3-}-P/kg FTS.

4. Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse sind in Form von Tabellen zusammengefaßt. Bedingt durch die Tatsache, daß die drei zugrundeliegenden Arbeiten mit unterschiedlichen Schwerpunkten und Zielsetzungen durchgeführt wurden, sind diese nicht ganz einheitlich. Bei der Interpretation sind insbesondere die unterschiedlichen Entnahmetiefen (0-10 cm bei allen Flächen außer PB) sowie Entnahmezeitpunkte zu berücksichtigen (Abschnitt 3.1.). Für den Vergleich der Flächen sind daher am besten die Mittelwerte geeignet, die die Situation

im Sommer/Frühherbst kennzeichnen. Im *Poa angustifolia*-Bestand (PB) wurden bei vielen Parametern fast vollständige Jahresgänge ermittelt; hier sind in der Tabelle Minimum (Min), Maximum (Max) und die Standardabweichung (s[Jahr]) der 11 Probenahmen angegeben sowie der Mittelwert (M, Fettdruck). Neben den Meßwerten für die einzelnen Flächen finden sich in den Tabellen Mittelwerte für die Gesellschaften (Kursivdruck).

Unterschiede **zwischen** verschiedenen Probeflächen lassen sich ökologisch nur dann sinnvoll interpretieren, wenn die Varianz **innerhalb** der Flächen bekannt ist. Deshalb wurde großer Wert darauf gelegt, pro Termin und Fläche 2-3 (angegeben als n) Geländeproben separat zu nehmen und zu analysieren. Dadurch wird nicht nur die analytische Varianz erfaßt, sondern auch die ökologische, die meist wesentlich größer ist und vor allem durch räumliche Heterogenitäten verursacht wird. Diese Gesamtvarianz wird in den Tabellen angegeben durch die halben Spannweiten (hS = (Maximum – Minimum)/2). Bei den Mittelwerten über die verschiedenen Bestände einer Gesellschaft beziehungsweise über verschiedene Probenahmetermine ist die mittlere halbe Spannweite (mhS) berechnet worden. Sofern mindestens 7 Parallelbestimmungen vorliegen (Skelettgehalt und Lagerungsdichte) wird statt der halben Spanne die Standardabweichung (s) als Maß für die Streuung angegeben.

Die Mittelwerte für die frühen Sukzessionsstadien auf basenreichem Sand (Bromo-Phleetum und Jurineo-Koelerietum, n = 5) werden mit denen für die Folgegesellschaft (Allio-Stipetum, n = 8) verglichen; mit dem U-Test nach Wilcoxon, Mann und Whitney wird auf signifikante Unterschiede geprüft. Die Irrtumswahrscheinlichkeit p wird im Text angegeben, sofern sie unter 0,05 liegt. Entsprechend werden bei den fünf Flächenpaaren unterschiedlichen Ruderalisierungsgrades Mittelwertsunterschiede mit dem Vorzeichen-Rangtest von Wilcoxon getestet; bei letzteren war jedoch kein Ergebnis signifikant. Parametrische t-Tests führten, abgesehen von leicht veränderten Irrtumswahrscheinlichkeiten, zum selben Ergebnis.

4.1. Skelettgehalt und Lagerungsdichte

Einen zusammenfassenden Überblick über die Flächen gibt Tabelle 2. Die Skelettgehalte der untersuchten Flächen liegen mit zwei Ausnahmen unter 2 Massen% und sind damit nach AG Boden (1996) als sehr gering einzustufen. Dies war aufgrund des geologischen Substrates (Flugsande) zu erwarten.

Die Lagerungsdichten variieren mit 1,1-1,7 g/cm³ in einem recht großen Bereich. Sie decken genau den von Schachtschabel & al. (1992) für Sandböden angegebenen Bereich ab. Die von Jeckel (1984) gefundenen Werte für ein Spergulo-Corynephoretum liegen sehr ähnlich (1,39 g/cm³ in 0-5 cm Tiefe, 1,56 g/cm³ in 5-15 cm Tiefe). In anderen Gesellschaften auf Sand ermittelte sie 1,15-1,59 g/cm³.

Beim Vergleich der Flächen sind die im Mittel signifikant (p = 0,008) geringeren Dichten im Allio-Stipetum im Gegensatz zum Bromo-Phleetum und Jurineo-Koelerietum auffällig.

4.2. Bodenwassergehalt

Die Bodenwassergehalte zeigen im *Poa angustifolia*-Bestand PB einen klaren saisonalen Verlauf (Abbildung 1). Das Minimum wird im August erreicht, im Frühjahr und vor allem Herbst wurden siebenmal so hohe Wassergehalte bestimmt. Ein Flächenvergleich ist aufgrund der unterschiedlichen Entnahmetermine bei kurzfristig starken Wassergehaltsschwankungen nur bei Flächenpaaren (a/b-Flächen) möglich; deshalb sind in Tabelle 3 keine Mittelwerte für die Gesellschaften angegeben. Bei den Parallelflächen sind wie erwartet meist sehr ähnliche Gehalte festgestellt worden. Eine auffällige Ausnahme ist ASKb, die bei beiden Probenahmen deutlich höhere Wassergehalte als ASKa und ASKc aufwies. Da sich die Humusgehalte nur tendenziell unterscheiden (siehe unten), liegt die Ursache eventuell in einer feineren Bodenart (nicht untersucht) und dadurch erhöhtem Wasserspeichervermögen; eine Rolle könnte auch die weniger dichte Vegetation spielen, die dem Boden weniger Wasser entnimmt. Der erhöhte Wassergehalt von AS2b gegenüber AS2a bei PN1 ist durch Probenahme an verschiedenen Tagen bedingt.

Insgesamt liegen die Sommer-Wassergehalte zwischen 1-10 Massen% (entsprechend 2-12 Volumen%). Dies scheinen zunächst äußerst geringe Gehalte zu sein. Zu bedenken ist jedoch der geringe Totwasseranteil bei Sandböden. Nach Berger-Landefeldt & Sukopp (1965) wird der konventionell festgelegte Welkepunkt von pF = 4,2 erst bei 1,0-3,1 Volumen% erreicht. Lache (1976) ermittelte sogar nur 0,4-0,7 Volumen%. Außerdem trocknen Sandböden auch im Sommer meist nur oberflächlich aus, während in größeren Tiefen noch pflanzenverfügbares Wasser vorhanden ist (Volk 1931, Lache 1976, Lötschert & Georg 1980).

Bei anderen Untersuchungen von Sandpionierfluren und -rasen wurden sehr ähnliche Wassergehalte gefunden. So stellte Volk (1931) in der Zeit Mai - September im Jurineo-Koelerietum bei Sandhausen 1928 in 0-10 cm Tiefe im Mittel 2,1 (0,3-7,3), 1929 3,0 (0,2-6,5) Massen% fest. Linder (1960) fand im Jurineo-Koelerietum der Bergstraße durchschnittliche Gehalte von 5 % bei Schwankungen zwischen fast 0 und circa 12 %. Nach Jeckel (1984) liegen die Wassergehalte (April - Dezember) im Spergulo-Corynephoretum zwischen circa 2 und 12 Volumen%.

4.3. Humusgehalt

Die Humusgehalte sind nur geringfügigen jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen (Abbildung 2). Auf der *Poa angustifolia*-Fläche liegen sie zwischen März und November zwischen 1,7 und 2,3 % (Mittelwert 2,0 %, Standardabweichung 0,2 bei n = 11). Entsprechendes ermittelten van Rheenen & al. (1995) im Spergulo-Corynephoretum.

Wie Tabelle 4 zeigt, sind bei den Gesellschaften zwei Gruppen unterscheidbar: Spergulo-Corynephoretum, Bromo-Phleetum und Jurineo-Koelerietum – also die Sedo-Scleranthetea-Gesellschaften – sind nach AG Boden (1996) als humusarm (< 1 % Humus) oder schwach humos einzustufen. Die Gesellschaften der konsolidierten Sande, also das Allio-Stipetum (Festuco-Brometea) und der *Poa angustifolia*-Bestand, gehören

bereits in die Kategorie mittel humos. Bildet man den Mittelwert für die Gesellschaften auf nicht-konsolidierten basenreichen Sanden (BP und JK), so liegt dieser mit 0,7 % um den Faktor 3,5 niedriger als beim Allio-Stipetum (2,3-2,4 %) (signifikanter Unterschied mit $p = 0{,}004$).

Der vergleichsweise niedrige Wert für den *Poa angustifolia*-Bestand erklärt sich aus der größeren Entnahmetiefe (0-30 cm statt 0-10 cm) bei starkem vertikalem Gradienten. In den obersten 10 cm werden daher sicher die Werte des Allio-Stipetum noch überschritten. So ermittelte Harres (1997) auf derselben Fläche bei 6 Probenahmen zwischen August 1995 und Oktober 1996 folgende Glühverluste: 0-5 cm: 5,0 %, 5-30 cm 2,2 %.

Die Humusgehalte innerhalb der Sedo-Scleranthetea-Gesellschaften unterscheiden sich in Anbetracht der starken Streuungen nicht signifikant. Auch können keine durchgängigen Unterschiede zwischen den Parallelflächen unterschiedlicher Ruderalisierung festgestellt werden.

Recht ähnlich liegen die Humusgehalte von Gesellschaften auf sandigem Substrat in anderen Untersuchungen (Tabelle 5). Daß selbst das Allio-Stipetum keine ausgesprochen humosen Böden aufweist, zeigt der Vergleich mit den Angaben für Trockenrasen und das Arrhenatheretum.

4.4. Gesamt-Stickstoffgehalt und -vorrat

Auch bei den Gesamt-Stickstoffgehalten unterscheiden sich nach Tabelle 4 die Sedo-Scleranthetea-Gesellschaften mit 0,3-0,5 mg/g deutlich vom Allio-Stipetum (Festuco-Brometea), wo sie 0,7-1,7 mg/g erreichen. Im Mittel liegen die Stickstoffgehalte im Allio-Stipetum 3,8fach über denen im Bromo-Phleetum und Jurineo-Koelerietum (signifikanter Unterschied mit $p = 0{,}006$) – und damit ist die Anreicherung von Stickstoff im Verlauf der Sukzession gleich stark wie die von Humus.

Die flächenbezogenen Vorräte (t/ha) zeigen mit Faktor 3,2 dieselbe Tendenz. Aufgrund der durchschnittlich niedrigeren Lagerungsdichte des Allio-Stipetum ist der Faktor etwas niedriger.

Beim Bestand PB ist wiederum die größere Entnahmetiefe in Rechnung zu stellen (Gehalte niedriger, Vorräte höher als beim Allio-Stipetum).

Da der Stickstoffgehalt im wesentlichen vom Humusgehalt bestimmt wird, sind saisonale Unterschiede wie beim Humusgehalt nicht zu erwarten. Dies konnten van Rheenen & al. (1995) für ein Spergulo-Corynephoretum zeigen. Die oben festgestellten Ergebnisse können demnach als ganzjährig gültig gelten. Wie bei den Humusgehalten können darüber hinausgehende Aussagen nicht getroffen werden.

Insgesamt sind die Bestände als stickstoffarm zu bezeichnen. Nach der von Schachtschabel & al. (1992) für Mineralböden angegebenen Spanne von 0,2-4,0 mg/g sind Spergulo-Corynephoretum, Jurineo-Koelerietum und das Bromo-Phleetum sogar sehr stickstoffarm. Wie Tabelle 5 zeigt, sind in Trockenrasen und im Wirtschaftsgrünland sehr viel höhere Vorräte gespeichert (bei diesen sind für einen Vergleich die in der Tabelle angegebenen Werte fast zu verdoppeln, da nur 0-5 cm Entnahmetiefe berücksichtigt sind). Stahr & al. (1994) geben für Böden der temperaten Zone (ohne Moore)

eine Spanne vom 2-25 t/ha an; der Durchschnittswert für Grünlandböden in Baden-Württemberg liegt bei 12,2 t/ha.

Im Vergleich zu den Dünengesellschaften, die von Gerlach & al. (1994) untersucht wurden, liegen die Sandpionierfluren und das Jurineo-Koelerietum vergleichbar den Graudünen, während das Allio-Stipetum den Braundünen ähnliche Werte aufweist (hier sind umgekehrt die Literaturwerte zu reduzieren, da diese auf 0-30 cm bezogen sind).

4.5. pH-Wert

Die Varianz der pH-Werte innerhalb eines Bestandes ist nach den halben Spannen in Tabelle 6 gering oder wurde durch die Mischprobenbildung gut ausgeglichen. Die angegebenen Werte sind deshalb in der Regel um maximal eine Dezimalstelle ungenau. Eine Ausnahme bildet das Spergulo-Corynephoretum SC2 mit offenbar höherer räumlicher Heterogenität. Diese kann durch Kaninchen verursacht worden sein, die diese Fläche im Gegensatz zu den anderen stärker beeinflussen.

Auf der Fläche PB wurden während des Sommers und Herbstes nur sehr geringfügige pH-Wert-Schwankungen festgestellt (Abbildung 3). Nur im Mai kam es zu einer Absenkung um über eine Einheit. Bei den drei Probenahmeterminen in den Flächen SC1, SC2 und BP zeichnen sich während des Sommers gleichfalls nur geringfügige Verschiebungen ab, sieht man von dem erhöhten Wert der Fläche SC1 am 18. 8. 1996 (PN3) ab. Die Rangfolge dieser drei Bestände ist zu allen drei Zeitpunkten dieselbe. Sehr geringe Unterschiede bestehen auch zwischen PN1 und PN2 bei den Sandrasen.

Im allgemeinen wurden auch bei anderen Untersuchungen keine ausgeprägten Jahresgänge, sondern eher kurzfristige Schwankungen in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf und mikrobiellen Aktivitäten gefunden. Minima traten dabei meist bei guter Bodendurchfeuchtung auf (Volk 1931, Veit 1961, Berger-Landefeldt & Sukopp 1965, Lache 1976). Ein Vergleich zwischen den Gesellschaften ist also trotz unterschiedlicher Probenahmetermine möglich.

Die Bestände des Bromo-Phleetum, Jurineo-Koelerietum und Allio-Stipetum besiedeln zirkumneutrale Böden (pH 6,8-7,3) und unterscheiden sich nicht signifikant voneinander. Deutlich abgesetzt sind jedoch die beiden Bestände des Spergulo-Corynephoretum mit einem mittleren pH-Wert von 4,3 beziehungsweise 5,1, was nach AG Boden (1996) als stark beziehungsweise mittel sauer bezeichnet werden muß.

Dieses Ergebnis entspricht den Erwartungen, wobei die unterschiedlichen Meßverfahren zu berücksichtigen sind (Tabelle 7). In der von uns verwendeten $CaCl_2$-Suspension sind etwas niedrigere pH-Werte als in H_2O und etwas höhere als in KCl zu erwarten. Die Ergebnisse für die Gesellschaften basenreicher Flugsande liegt im Mittelfeld der aus Literaturwerten hervorgehenden Spanne (6,0-8,3). Für die auf sauren Sanden vorkommenden Silbergras-Rasen wurden bei anderen Arbeiten im süddeutschen Raum vergleichbare Werte gefunden. In Norddeutschland sind die Substrate dieser Gesellschaft oft noch stärker sauer (Lache 1976, Jeckel 1984). In Nordbayern fand Hohenester (1960) dagegen das Spergulo-Corynephoretum bis pH 6,8.

Berger-Landefeldt & Sukopp (1965) berichten von erhöhten pH-Werten an „ruderalen Stellen“ innerhalb des Corynephoretum. Sie fanden an diesen pH-Werte von 4,0-5,5 (n = 21) im Gegensatz zu 3,5-5,6 (n = 215) an typischen Stellen. In unserem Vergleich läßt sich eine solche Tendenz nicht nachweisen.

4.6. Ammoniumgehalt

Die festgestellten Gehalte an $CaCl_2$-extrahierbarem Ammonium sind gemäß Tabelle 8 in den Sommermonaten außerordentlich gering (in der Regel < 1 mg/kg) und übersteigen nur knapp die Nachweisgrenze. Deshalb liegen die Streuungen innerhalb der Bestände teilweise in Höhe der Gehalte. Immerhin ist jedoch freies Ammonium in fast allen Fällen nachweisbar. Unterhalb von 30 cm lagen im *Poa angustifolia*-Bestand PB die Gehalte jedoch ganzjährig unter der Nachweisgrenze von 0,1 mg/kg. Auffällig ist die hohe Streuung in der Fläche SC2, die mit der bereits erwähnten Tätigkeit von Kaninchen in Verbindung gebracht werden kann.

Auf der Fläche PB war ein ausgeprägtes Maximum im Frühjahr festzustellen (Abbildung 4). Dies läßt sich durch die im Frühjahr ablaufende Mineralisation bei – temperaturbedingt – noch suboptimaler Nitrifikation erklären (Beck 1979).

Beim Jurineo-Koelerietum und Allio-Stipetum ist eine deutlich Zunahme der Gehalte von PN1 zu PN2 feststellbar. Diese geht mit erhöhten Wassergehalten einher, so daß hier vermutlich ein durch Regenfälle ausgelöster Mineralisationsschub dokumentiert wurde. Bei SC und BP waren die Böden bei PN3 am trockensten, so daß hier umgekehrt zu diesem Zeitpunkt die niedrigsten Ammoniumgehalte gemessen wurden.

Die mittleren Gehalte unterscheiden sich nicht nur zu den einzelnen Probenahmeterminen, sondern auch zwischen verschiedenen Flächen derselben Gesellschaftszugehörigkeit, so daß keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gesellschaften bestehen. Systematisch erhöhte Gehalte in ruderalisierten Beständen konnten ebensowenig festgestellt werden.

Im Vergleich zu anderen Ökosystemen sind die Gehalte äußerst niedrig. Allen (1989) gibt für Bodenextrakte durchschnittliche Gehalte von 2-30 mg/kg an, wobei in KCl-Extrakten Gehalte unter 5 mg/kg als gering einzustufen sind. Vogel (1981) fand in Wiesengesellschaften 0-16 (33) mg/kg.

4.7. Nitratgehalt

Nitrat-Stickstoff war in größeren Mengen als Ammonium-Stickstoff in den Bodenextrakten vorhanden (Tabelle 8). Die jahreszeitlichen Unterschiede im Nitratgehalt der Böden sind auf der Untersuchungsfläche PB deutlich ausgeprägt (Abbildung 5). Im Früh-

jahr/Frühsommer liegen sie generell niedrig (hier vorwiegend Ammonium vorhanden), Sommer und Herbst sind durch starke Schwankungen gekennzeichnet.

Trotzdem liegen verschiedene Flächen derselben Pflanzengesellschaft etwa auf vergleichbarem Niveau, so daß Unterschiede zwischen den Gesellschaften deutlich zutage treten: Im Allio-Stipetum wurden circa 2,5fach höhere Gehalte (Mittel: 1,7 mg/kg) gegenüber dem Bromo-Phleetum und Jurineo-Koelerietum (Mittel 0,7 mg/kg) gemessen. Dieser Faktor ist etwas geringer als der Unterschied in den Humus- und Gesamt-Stickstoffgehalten (Abschnitte 4.3. und 4.4.) und ist signifikant ($p = 0{,}004$).

Der durchschnittliche Nitrat-N-Gehalt im *Poa angustifolia*-Bestand (0-30 cm) beträgt von Juli bis September 0,72 mg/kg. Berücksichtigt man die vertikale Abnahme, werden vermutlich in den obersten 10 cm dem Allio-Stipetum vergleichbare Werte erreicht.

Bei allen untersuchten Paaren von Parallelflächen waren bei allen Terminen höhere Nitratgehalte in ruderalisierten Beständen gegenüber den nicht/schwächer ruderalisierten feststellbar. Besonders auffällig ist der um über das Doppelte erhöhte Wert in der mit *Rubus caesius* bewachsenen Parallelfläche ASKb-R. Da diese Erhöhung bei beiden Probenahmeterminen sehr deutlich ist, sind Meßfehler ausgeschlossen. Auch bei beiden Flächenpaaren des Allio-Stipetum typicum sind zu beiden Zeitpunkten leicht erhöhte Nitratgehalte in den ruderalisierten Ausbildungen festzustellen. Dies gilt schließlich auch für das Jurineo-Koelerietum, wobei bei der Fläche JK2 zwar beide Teilflächen (a und b) als ruderalisiert bezeichnet werden müssen; in der Teilfläche b erreichen jedoch die Ruderalarten höhere Artmächtigkeiten; hier wurden die höheren Nitratgehalte festgestellt.

Trotzdem müssen sämtliche Meßergebnisse wiederum als sehr gering eingestuft werden. Nach Allen (1989) sind in Böden meist 1-20 mg/kg Nitrat-Stickstoff extrahierbar und Gehalte unter 2 mg/kg werden als niedrig bezeichnet, Vogel (1981) fand bei Wiesen 0-10 (14) mg/kg.

4.8. Vorräte an Nitrat und Ammonium (N_{min})

Ökologisch aussagekräftiger als die massenbezogenen Gehalte sind die flächenbezogenen Vorräte an extrahierbaren Stickstoffverbindungen, denn sie geben an, wieviel an Nährstoffen für die Pflanzenwurzeln erreichbar ist.

Der Jahresverlauf in Abbildung 6 zeigt eine kontinuierliche Abnahme während des Frühjahrs bis in den Sommer (Hauptwachstumszeit) und starke Schwankungen während des Sommers und Herbstes.

Da bei der Ermittlung der Vorräte die Lagerungsdichte mit eingeht, werden die Unterschiede zwischen den Gesellschaften abgeschwächt, bleiben jedoch noch deutlich, wie sich Tabelle 9 entnehmen läßt. In der Reihe Bromo-Phleetum < Jurineo-Koelerietum < Allio-Stipetum nehmen die N_{min}-Vorräte von 1 auf über 3 kg/ha × 10 cm zu; die beiden untersuchten Bestände des Spergulo-Corynephoretum weisen sehr unterschiedliche Vorräte auf.

Im *Poa angustifolia*-Bestand betragen die Vorräte an N_{min} von Juli bis September durchschnittlich 4,1 kg/ha × 30 cm. Dies liegt unter Berücksichtigung der erfaßten Tiefe im Rahmen des Allio-Stipetum. Der Horizont 30-60 cm enthält insgesamt nur 20 % der Gesamtvorräte (0-60 cm).

Bekanntermaßen sind Sand-Trockenrasen Ökosysteme, die sehr arm an verfügbaren Stickstoffverbindungen sind. So geben Stahr & al. (1994) für Böden der temperaten Zone Vorräte von 30-220 kg/ha an, und Olff & al. (1994) fanden im Grünland 60-180 kg/ha. Im Vergleich dazu ermittelte Jeckel (1984) für verschiedene Gesellschaften auf Sand nur circa 0-3 kg/ha, was unseren Werten sehr ähnlich ist. Ähnlich sind auch die Vorräte von Trockenrasen nach Leuschner (1989): Xerobrometum 1-6 kg/ha × 5 cm, Mesobrometum 1-5 (10) kg/ha × 15 cm.

Der Nitrat-Stickstoffanteil am N_{min} liegt auf den von uns untersuchten Flächen bei rund 60-80 %, ohne signifikante Unterschiede aufzuweisen. Nur SC2 fällt durch niedrige Nitratanteile auf; wie Tabelle 8 zeigt, ist dies aber nicht durch niedrige Nitrat-, sondern durch ungewöhnlich hohe Ammoniumgehalte bedingt. Wie bereits erwähnt, könnte hier der Einfluß von Kaninchen ursächlich sein.

4.9. Nettomineralisation

Obwohl die Bestimmung der Mineralisationsraten komplexer ist als die von aktuell verfügbaren Stickstoffverbindungen, zeigen die ermittelten halben Spannen als Maß der Streuung in Tabelle 10 innerhalb der Flächen recht zuverlässige Ergebnisse an.

Der Jahresgang der Nettomineralisation ist im *Poa angustifolia*-Bestand überraschend ausgeglichen (Abbildung 7). Ein Minimum in den trockenen Sommermonaten ist nicht zu erkennen. Der Mittelwert für die Monate Juli bis September (n =4) liegt mit 1,57 mg/kg × w[1] exakt gleich wie das Jahresmittel. Nach Literaturangaben (zum Beispiel Lache 1976, Ellenberg 1977, Jeckel 1984, Gerlach 1993) war dagegen eine Abnahme der Mineralisationsleistung bei Trockenheit erwartet worden. Dies ist auch auf den anderen Untersuchungsflächen der Fall. Die sehr niedrigen Mineralisationsraten in beiden JK1-Teilflächen fallen mit extremer Trockenheit dieser Bodenproben (Wassergehalt < 1,3 %) zusammen; beim Spergulo-Corynephoretum und Bromo-Phleetum liegen die Wassergehalte im August (PN3) deutlich niedriger als an den beiden anderen Probenahmeterminen – eine Tendenz, die sich in den Mineralisationsraten deutlich widerspiegelt. Zusammengenommen vermitteln diese Beobachtungen das Bild, daß bei einem Wassergehalt unter circa 3,5 % eine Beeinträchtigung der Mineralisation erfolgt, oberhalb dieses Schwellenwertes jedoch kein sehr starker Einfluß der Bodenfeuchtigkeit vorliegt.

Da die Probenahmen zu unterschiedlichen Zeitpunkten und damit Witterungsbedingungen erfolgten, können die Ergebnisse für die einzelnen Flächen nur unter Vorbehalt miteinander verglichen werden. Läßt man die oben genannten, vermutlich trockenheits-

---

1 Milligramm N je Kilogramm Bodentrockensubstanz und Woche.

bedingten Minima bei der Mittelwertberechnung außer acht (Wassergehalte < 3,5 % in der Tabelle 10 eingeklammert), so ergeben sich keine gesicherten Unterschiede zwischen den Gesellschaften.

Gut vergleichbar sind hingegen die jeweiligen Ruderalisierungsgrade, da die Proben der Flächenpaare (mit einer Ausnahme, siehe unten) zeitgleich genommen wurden. Beim Allio-Stipetum koelerietosum ist in der ruderalisierten Ausbildung eine sehr deutliche Erhöhung festzustellen. Bei dem erhöhten Wert der Fläche AS2b-R gegenüber AS2a ist der witterungsbedingt höhere Wassergehalt zu berücksichtigen (Bebrütung begann an verschiedenen Tagen). Die Unterschiede im Wassergehalt bei Fläche ASK sind dagegen flächenspezifisch (Abschnitt 4.2.). Bei AS3 schließlich liegt die Mineralisationsrate in der ruderalisierten Ausbildung zwar geringfügig höher, dieser Unterschied ist aber für sich genommen angesichts der Streuung innerhalb der Flächen nicht aussagekräftig. Deutlich ist wiederum der Unterschied zwischen JK2a-R und JK2b-R, obwohl die letztgenannte Fläche nur geringfügig stärker ruderalisiert ist. Die flächenspezifischen Mineralisationsleistungen zeigen dasselbe Bild.

Sehr hoch ist die Mineralisation im *Poa angustifolia*-Bestand mit seinen zahlreichen Ruderalarten (Tabelle 10). Da die Stickstoff-Nachlieferung im Profil nach unten stark abnimmt (der Horizont 30-60 cm erbringt nur knapp 20 % der Gesamtmineralisation), wird in den obersten 10 cm ein deutlich höherer Wert als im Allio-Stipetum erreicht. Dabei waren die Gesamt-Stickstoff-, Nitrat- und Ammoniumgehalte nicht erhöht.

Aufgrund der hohen ökologischen Aussagekraft von Nettomineralisationsraten liegen einige Literaturangaben vor, die im wesentlichen mit derselben Methode (Freilandinkubation von Proben in Polyethylenbeuteln) erhalten wurden. Sie sind in Tabelle 11 zusammengestellt.

Im Gegensatz zu bekanntlich besser stickstoffversorgten Ökosystemen (zum Beispiel Wirtschaftsgrünland) müssen die hier untersuchten Flächen als nachlieferungsschwach gelten. Die Mineralisationsraten liegen jedoch im Vergleich zu anderen Untersuchungen von Mager-, Sand- und Trockenrasen relativ hoch. Dies gilt vor allem, wenn man berücksichtigt, daß bei den Literaturwerten häufig auch tiefere Horizonte mit einbezogen wurden. Diese sind zwar nachlieferungsschwächer, erhöhen aber die flächenspezifischen Werte.

Insgesamt fehlt eine strenge Vergleichbarkeit, da von uns (mit Ausnahme von Fläche PB) nur 1-3 Einzelwerte im Sommer ermittelt wurden. Die in der Tabelle 11 wiedergegebenen Literaturwerte sind demgegenüber Mittelwerte über die gesamte Vegetationsperiode hinweg, umfassen also eventuelle Mineralisationsschübe im Frühjahr bei höherer Bodenfeuchtigkeit. Andererseits zeigt Abbildung 7, daß die saisonalen Unterschiede gering sein können. Die relativ gute Mineralisationsleistung der hier untersuchten Böden auch im Sommer ist durchaus erklärbar, da in Sandböden auch bei niedrigen absoluten Wassergehalten bereits kleinste Wassermengen mikrobiell verfügbar sind (Lache 1976).

Sehr hoch ist die Stickstoff-Mineralisation im von uns ganzjährig untersuchten *Poa angustifolia*-Bestand.

4.10. Stickstoffumsatz

Als Stickstoffumsatz wird der pro Jahr mineralisierte Teil des Gesamt-Stickstoffs bezeichnet. Da von uns mit Ausnahme der *Poa angustifolia*-Fläche keine Jahressummen der Mineralisation ermittelt wurden, läßt sich der Umsatz nur schätzen. Dazu wurde die im Sommer ermittelte wöchentliche Mineralisationsrate auf 35 Wochen hochgerechnet. Die so berechneten Prozentwerte sind nur grobe Anhaltspunkte, erlauben aber einen relativen Vergleich zwischen den Gesellschaften, weil hier mehrere Einzelwerte gemittelt sind und sich klimatische Einflüsse (Ausmaß der Mineralisation im Winter) nicht sehr stark unterscheiden.

Anhand der Tabelle 10 wird deutlich, daß der Umsatz im Bromo-Phleetum und Jurineo-Koelerietum mit circa 10 beziehungsweise 18 %/a beträchtlich über dem im Allio-Stipetum mit durchschnittlich 4 %/a liegt. Das Spergulo-Corynephoretum nimmt mit circa 8 % eine Mittelstellung ein.

Von ganz ähnlichen Werten berichtet Lache (1976): er fand im Spergulo-Corynephoretum typicum einen mittleren Umsatz von 13 %/a (9-19 %/a), in Heiden dagegen nur von 0,3-1,5 %/a. Niedriger sind die Umsatzraten, die Jeckel (1984) beschrieb: circa 1 %/a im Spergulo-Corynephoretum und maximal 2,7 %/a in allen von ihr untersuchten Sandtrockenrasen. Gerlach & al. (1994) stellten im Violo-Corynephoretum 8 %/a fest.

4.11. Nitrifikationsgrad

Der Nitrifikationsgrad liegt bei den meisten Flächen bei knapp 100 %. Nur beim Spergulo-Corynephoretum ist er mit rund 90 % niedriger (Tabelle 10). Dies ist durch den niedrigeren pH-Wert bedingt. Trotzdem wird ganz überwiegend Nitrat nachgeliefert, da auch heterotrophe Nitrifikanten aktiv sind (Ellenberg 1977). Oberhalb von pH 5 (SC1) beginnt außerdem bereits die Stoffwechselaktivität von chemoautotrophen Nitrifikanten (Gerlach 1973, Vogel 1981). Auch Lache (1976) fand im Spergulo-Corynephoretum typicum recht hohe Nitrifikationsgrade.

4.12. Phosphat

Abgesehen von einzelnen schwer erklärbaren Maxima sind die Gehalte an CAL-extrahierbarem Phosphat im Boden des Untersuchungsbestandes PB relativ geringen saisonalen Schwankungen unterworfen (Abbildung 8). Interessanterweise verteilen sich beim Phosphat die Vorräte gleichmäßig auf die Horizonte 0-30 und 30-60 cm, während bei den übrigen Verbindungen stets der Oberboden die größeren Mengen enthält.

Die Gehalte liegen nach Tabelle 12 innerhalb der Spanne von 3-80 mg/kg, die Allen (1989) für Bodenextrakte (unterschiedliche Extraktionsmittel) angibt. Gemäß den

Faustzahlen (Hydro Agri Dülmen GmbH 1993) fallen – mit einer Ausnahme – alle Bestände in die Kategorie A (0-26 mg P/kg), also von Grünlandböden mit niedrigen P-Gehalten. Innerhalb dieser Spanne nehmen sie wiederum eher niedrige Werte an. Die Untersuchungsflächen sind also sehr arm an Phosphat. Andererseits geben Schachtschabel & al. (1992) für Kulturpflanzen auf Äckern an, daß oberhalb von 40 mg/kg keine Ertragssteigerung durch Phosphor-Düngung mehr möglich ist, also Phosphor nicht limitierend wirkt.

Angaben zu Sandpionierfluren oder -rasen liegen leider nur sehr wenige vor. Teilweise wurden nur wenig aussagekräftige Gesamtgehalte bestimmt (Jeckel 1984) oder andere Extraktionsmittel verwendet: So fanden Berger-Landefeldt & Sukopp (1965) in „Riehm-Extrakten“ von vier Beständen des Spergulo-Corynephoretum auf Deck- und Moränensanden Werte zwischen 24 und 27 mg/kg, bei einem Spergulo-Corynephoretum auf Flugsand dagegen nur 2 mg/kg (Angaben von uns berechnet aus den angegebenen P_2O_5-Gehalten). Da nach Werner & Wiechmann (1971) und Schachtschabel & al. (1992) Doppellactat-Extrakte bei sauren Böden 1,2mal höhere Werte als CAL-Extrakte liefern, entspricht dies ungefähr 20-23 beziehungsweise knapp 2 mg P(CAL)/kg. Diese Werte liegen nahe bei den 11 beziehungsweise 20 mg/kg, die in unseren Untersuchungsflächen gefunden wurden. In Dünen der Insel Sylt fand Lux (1964) gleichfalls sehr niedrige Phosphatgehalte: im Durchschnitt von 20 Proben nur 2-7 mg/kg (Umrechnung von uns wie oben). Trotz der Unwägbarkeiten, die die abweichende Methodik mit sich bringt, scheint sich hier zu bestätigen, daß die Sande der Oberrheinebene etwas nährstoffreicher sind als die Norddeutschlands (Volk 1931, Berger-Landefeldt & Sukopp 1965, Ellenberg 1996).

Die Vorräte der Untersuchungsflächen liegen fast alle zwischen 8 und 17 kg/ha und damit recht einheitlich.

Auffällig sind die erhöhten Gehalte und Vorräte von SC2 (32 kg/ha) und vor allem AS2b-R (82 kg/ha). Diese Werte sind mit Sicherheit real und nicht meßfehlerbedingt, da sie bei zwei verschiedenen Probenahmeterminen mit nahezu identischen Werten auftreten. Bei AS2b-R (Rotböhl) ist vor allem der Unterschied zur nicht-ruderalisierten Vergleichsfläche mit fast Faktor 7 bemerkenswert. Es handelt sich hier um einen Bestand, der benachbart zu Spargeläckern liegt. Der Abstand beträgt nur etwa 40 m gegenüber 100 m bei der Vergleichsfläche AS2a. Hier ist eine Einwehung phosphathaltiger Dünger denkbar.

Läßt man die beiden genannten Werte bei der Mittelwertbildung außer acht, so liegen die Phosphat-P-Vorräte der Gesellschaften sehr einheitlich (8-14 kg/ha). Auch lassen sich, abgesehen von den bereits besprochenen Ausnahmen, keinerlei Beziehungen zwischen P-Vorrat und Ruderalisierungsgrad erkennen. Der ruderal geprägte *Poa angustifolia*-Bestand kann ebenfalls nur als durchschnittlich phosphatversorgt gelten.

5. Synopsis

5.1. Bewertung der Nährstoffversorgung der Sandpionierfluren und -rasen

Die untersuchten Böden der Sandpionierfluren und -rasen sind **arm bis sehr arm** an Stickstoff (Gesamt-Stickstoff, extrahierbares Nitrat und Ammonium, N_{min}) und Phosphor (CAL-extrahierbares Phosphat). Im Vergleich zu Literaturangaben liegen die Ergebnisse im Rahmen des Erwarteten. Die niedrigen Gesamt-Stickstoffgehalte und Humusgehalte sind eine Folge des Pioniercharakters eines Großteils der untersuchten Bestände: Hier findet (oder fand) noch Einsandung, Umlagerung und Streuausblasung statt. Niedrige Gehalte an extrahierbaren Nährstoffen erklären sich durch die geringe Sorptionskraft der Sande und – beim Phosphor – Armut an phosphorhaltigen Mineralen.

Die **Stickstoff-Mineralisationsraten** (Nachlieferung an Ammonium und Nitrat) unterliegen in besonderer Weise dem Einfluß der Witterung (Temperatur, Feuchtigkeit), und daher sind Summen über die Vegetationsperiode für eine endgültige Beurteilung erforderlich. Unsere ersten Ergebnisse zeigen selbst in den trockenen Sommermonaten relativ hohe Werte, solange der Wassergehalt über 3,5 % bleibt, was meist der Fall ist. Unter der Annahme, daß die Mineralisation in der gesamten Vegetationsperiode sicher nicht niedriger ist als in den Sommermonaten, ergeben sich für die Sandpionierfluren und -rasen geschätzte Mineralisationsraten von 30-55 kg N/ha × 10 cm × 35 w. Hinzu kommt eine gewisse Mineralisation im Winterhalbjahr sowie im Boden unterhalb 10 cm, der auch noch teilweise durchwurzelt ist. Schließlich ist zu bedenken, daß aufgrund des schütteren Bewuchses der Nährstoffbedarf der Sandpionierfluren und -rasen nicht so hoch liegt wie beispielsweise der von Halbtrockenrasen oder Glatthaferwiesen. Zusammengenommen deuten diese Befunde an, daß die untersuchten Sand-Ökosysteme zwar nur gering, aber doch ausreichend mit Stickstoff versorgt sind. Nach Leuschner (1989) liegt die Mineralisationsrate im Xerobrometum mit 35-40 kg N/ha (summiert über die Vegetationsperiode und 5 cm) in ähnlicher Größenordnung. Nach seinen Angaben ist diese Stickstoffnachlieferung ausreichend, und Wasser ist der limitierende Faktor.

Auf der anderen Seite ist in Rechnung zu stellen, daß bei den Sandpionierfluren und -rasen aufgrund von Auswaschung und geringer Durchwurzelungsintensität des Bodens nur ein Teil des mineralisierten Stickstoffs von den Pflanzen aufgenommen werden kann (Lache 1976, Kachi & Hirose 1983). Wie hoch dieser Anteil ist, müßte in speziellen Versuchen ermittelt werden. Zur eindeutigen Klärung der Frage, ob und welche Nährelemente für die Sandvegetation einen limitierenden Faktor darstellen, müssen Düngungsversuche unternommen werden. Dabei sollte auch dem Faktor Wasserhaushalt Beachtung geschenkt werden.

Im *Poa angustifolia*-Bestand des Naturschutzgebiets Griesheimer Düne wurden **saisonale Schwankungen** exemplarisch dargestellt. Humusgehalt und Stickstoffnachlieferung zeigen in der Zeit von März bis November einen sehr ausgeglichenen Verlauf. Beim Ammonium, Phosphat und pH-Wert fallen ein kurzzeitiges Maximum beziehungsweise Minimum auf. Sehr stark sind die Schwankungen beim Wasser- und Nitratgehalt. Im selben Bestand wurden die **Horizonte 0-30 und 30-60 cm** separat untersucht. Während im unteren Horizont überhaupt kein Ammonium nachgewiesen werden konnte, enthält dieser Horizont rund 20-30 % der Gesamtvorräte (0-60 cm) an Humus, Gesamt-

Stickstoff und Nitrat sowie rund 50 % des extrahierbaren Phosphats. Der Anteil an der Mineralisationsleistung beträgt circa 15 %.

Während die Nitrifikationsgrade der Mineralisation hoch sind, also im wesentlichen **Nitrat** nachgeliefert wird, nimmt das Nitrat beim aktuellen Stickstoffangebot einen weitaus niedrigeren Anteil ein. Zum gleichen Ergebnis kamen auch Lache (1976) und Riehl (1993) bei ihren Untersuchungen von Silbergras-Rasen, Brachflächen und verbuschten Magerrasen. Die relative Anreicherung von Ammonium kann mit der bevorzugten Aufnahme von Nitrat durch viele Pflanzenarten sowie der leichteren Auswaschbarkeit des Nitrat-Ions, besonders in den sehr durchlässigen Sandböden, erklärt werden.

5.2. Unterschiede zwischen den Gesellschaften

Bei einigen bodenchemischen Parametern läßt sich eine signifikante Steigerung im Verlauf der **Sukzession** aufzeigen: Die Böden des Allio-Stipetum (Festuco-Brometea) weisen im Vergleich zu denen des Jurineo-Koelerietum und Bromo-Phleetum (Sedo-Scleranthetea) etwa 3-4fach höhere Werte an Humus auf. Diese Humusanreicherung im Oberboden ist zum einen eine Folge der zunehmenden Festlegung des Bodens und abnehmender Sandverlagerung. Dies läßt sich anhand der signifikanten Unterschiede in der Gesamtvegetationsdeckung zwischen den Gruppen Spergulo-Corynephoretum/Bromo-Phleetum/Jurineo-Koelerietum (im Mittel 62 %) und Allio-Stipetum/*Poa angustifolia*-Bestand (im Mittel 91 %) belegen. Zum zweiten führt die größere Biomasse- und damit Streuproduktion auf den stärker konsolidierten Substraten ihrerseits zu stärkerer Humusanreicherung.

Anhand der Humusgehalte zeigt sich sehr deutlich, daß das Allio-Stipetum koelerietosum, das synsystematisch zwischen dem Jurineo-Koelerietum und dem Allio-Stipetum typicum steht, nährstoffökologisch bereits eindeutig zum Allio-Stipetum gehört. Die Erhaltung des Jurineo-Koelerietum kann demnach Maßnahmen zur Verminderung der akkumulierten Humusvorräte erfordern, beispielsweise durch Abschieben des Oberbodens.

Eine bessere Bioturbation und ein damit erhöhter Porenanteil könnte für die signifikant niedrigeren Lagerungsdichten der Böden des Allio-Stipetum ursächlich sein. Mit den erhöhten Humusgehalten gehen auch größere Gesamt-Stickstoffgehalte einher, da Stickstoff im Boden überwiegend organisch gebunden auftritt. Der Stickstoffumsatz geht demgegenüber im Allio-Stipetum zurück, da die Mineralisationsrate sich nicht erhöht. Die durch den Humus bedingte höhere Sorptionskapazität könnte die Zunahme der Gehalte an extrahierbarem Nitrat im Laufe der Sukzession bewirken.

Diese Entwicklung läßt sich ausgezeichnet mit den Ergebnissen beispielsweise von Gerlach & al. (1994) parallelisieren, die eine Sukzession auf Küstendünen beschrieben. Die frühen Sukzessionsstadien (Sandpionierfluren und Sandrasen offener Sande) sind hinsichtlich ihres Stickstoffhaushalts „offene Ökosysteme“ mit geringen Vorräten und hohen Umsatzraten. Die Sandrasen konsolidierter Sande (Allio-Stipetum) lassen sich durch höhere Vorräte bei verminderten Umsatzraten charakterisieren („geschlossene Ökosysteme“).

Das **Spergulo-Corynephoretum** als Pioniergesellschaft des kalkfreien Flugsands unterscheidet sich wie erwartet von den übrigen Gesellschaften durch einen deutlich niedrigeren pH-Wert (stark bis mittel sauer statt zirkumneutral); dadurch bedingt sind auch die Nitrifikationsgrade etwas geringer. Bezüglich Humus- und Gesamt-Stickstoffgehalt sowie Nitrat besteht kein deutlicher Unterschied zum Jurineo-Koelerietum und Bromo-Phleetum. Die Mineralisationsraten sind in den beiden untersuchten Beständen sehr unterschiedlich.

Beim extrahierbaren **Ammonium** waren zwischen den Untersuchungsflächen keine deutlichen Unterschiede nachweisbar. Dies ist allerdings nur als vorläufiges Ergebnis zu betrachten, da keine Jahresgänge, sondern nur 2-3 Sommer/Frühherbstwerte ermittelt wurden. Wie sich auf Fläche PB gezeigt hat, sind Ammonium-Spitzengehalte im Frühjahr zu erwarten. Interessant sind die erhöhten und heterogenen Ammoniumgehalte auf Fläche SC2, einem Bestand, der von Kaninchen stärker als die übrigen beeinflußt ist.

Auch die **Stickstoff-Mineralisationsraten, Phosphatgehalte und-vorräte** unterscheiden sich nicht zwischen den einzelnen Gesellschaften.

5.3. Bedeutung von Immissionen

Die oben genannte Mineralisationsrate läßt sich in Beziehung zur immissionsbedingten Deposition von atmogenen Stickstoffverbindungen setzen. Van Dam & al. (1990) fanden im Kalk-Grasland in den Niederlanden eine Mineralisationsrate von 23 kg/ha × a. Die Niederschlags-Deposition betrug 18-31 kg/ha × a. Nicht vernachlässigt werden darf der zusätzliche Eintrag von Stickstoff durch Interzeptionsdeposition an der Vegetation. Das ist für Waldökosysteme bekannt, spielt aber auch für grasdominierte Vegetationstypen eine Rolle, wie die Autoren zeigen konnten: sie ermittelten mit 31 kg/ha × a einen fast doppelt so hohen Gesamteintrag an Stickstoff. Zu einem ähnlichen Ergebnis kamen Morecroft & al. (1994), wobei sie überdies zeigen konnten, daß die aktuell meßbaren Mineralisationsraten durch die Stickstoff-Deposition ihrerseits erhöht sind. Dies geht auch aus Messungen von Vogel (1981) hervor.

In unserem Untersuchungsgebiet liegt die Niederschlagsdeposition im *Poa angustifolia*-Bestand (Naturschutzgebiet Griesheimer Düne) bei ungefähr 10-15 kg/ha × a (Hock, persönliche Mitteilung, Untersuchungen im Rahmen des Projektes Mühlich & al. 1994). Verdoppelt man diesen Wert, um die Interzeptions-Deposition zu berücksichtigen, so kommt man auf einen Gesamteintrag von 20-30 kg/ha × a. Dieser Wert liegt zwar unterhalb der ermittelten Mineralisationsrate, stellt aber doch eine bedeutsame zusätzliche Stickstoffquelle dar.

5.4. Nährstoffversorgung, Ruderalisierung und Schutzfähigkeit

Vergleiche von ruderalisierten und nicht-ruderalisierten Flächen wurden bei Sandpionierfluren und -rasen in der Literatur bisher kaum durchgeführt. Berger-Landefeldt & Sukopp (1965) gingen der Frage in Silbergras-Rasen nach und fanden an ruderalisierten Stellen etwas höhere pH-Werte, eine Tendenz, die sich in unserer Untersuchung nicht findet. Von Bornkamm (1977) wurde eine *Oenothera*-Variante in verschiedenen Sand-Therophytenrasen mit den Typischen Varianten bezüglich pH-Wert, Gesamt-Stickstoff, Gesamt-Kohlenstoff, Calcium-, Kalium- und Phosphorgehalt verglichen, ohne daß statistisch gesicherte Unterschiede auffielen.

Dagegen ist in einer von unseren Flächen (Rotböhl) ein sehr hoher Phosphatgehalt im ruderalisierten Bestand auffällig, der möglicherweise durch den Eintrag aus angrenzenden Ackerflächen bedingt ist. Bei den übrigen Vergleichspaaren besteht jedoch diesbezüglich kein Unterschied, so daß hohe Phosphatgehalte keine allgemeine Voraussetzung für eine Ruderalisierung sein können. Durchgängig sind hingegen die extrahierbaren Nitratgehalte und Mineralisationsraten erhöht. Dies ist angesichts der sehr geringen Ruderalisierungsgrade (meist nur eine Ruderalart mit Artmächtigkeit 2a oder selten 2b) bemerkenswert und deutet darauf hin, daß Ruderalisierung in den von uns untersuchten Fällen durch Eutrophierung bedingt sein könnte. Dies ist freilich nur ein erster Anhaltspunkt. Wegen der sehr großen Unterschiede zwischen den fünf Vergleichspaaren und des kleinen Stichprobenumfangs sind die festgestellten Unterschiede statistisch nicht signifikant.

Obwohl die Untersuchung des *Poa angustifolia*-Bestandes im Naturschutzgebiet Griesheimer Sand, der sehr stark ruderalisiert ist, methodisch etwas anders gehandhabt wurde, wird doch folgendes deutlich: beim Humus-, Gesamt-Stickstoff-, Nitrat-, Ammonium- und Phosphatgehalt bestehen keine großen Unterschiede zu den geschlossenen Rasen des Allio-Stipetum. Allein die Stickstoff-Mineralisationsrate ist stark erhöht. Diese ist allerdings zur Beurteilung der Stickstoffversorgung von zentraler Bedeutung. Sie beträgt 210 kg/ha × 30 cm × 35 w und erreicht daher unter Annahme einer vertikalen Abnahme im Profil vermutlich etwa 80-100 kg/ha × 10 cm × 35 w. Sie übersteigt damit die der Sandpionierfluren und -rasen um etwa das Doppelte. Da im Wassergehalt keine wesentlichen Unterschiede bestehen, dürfte in dieser sehr hohen Nachlieferung der Grund für die ganz andersartige Vegetation auf dieser Fläche zu suchen sein.

Beobachtungen in unserem Gebiet belegen, daß Ruderalisierung durch Bodenbewegung ohne äußere Nährstoffzufuhr ausgelöst werden kann (Vormwald 1996, Krolupper & Schwabe 1998). Trotzdem könnte auch bei mechanischer Verursachung eine Erhöhung des Nährstoffangebotes ausschlaggebend sein, beispielsweise durch Mineralisierung absterbender Wurzeln oder Schaffung neuer Aggregatoberflächen. Bereits Berger-Landefeldt & Sukopp (1965) vermuten Zusammenhänge zwischen Bodenbewegung, Nährstoffmobilisierung und Ruderalisierung.

Eine detaillierte Klärung der Ursachen der Ruderalisierung muß stärker zwischen den beteiligten Arten differenzieren, als dies bei unserer Überblicksstudie möglich war. Außerdem ist wegen der Bedeutung interner Stickstoffkreisläufe (zum Beispiel Pemadasa & Lovell 1974, Olff & al. 1994) die Biomasse in die Untersuchungen einzubeziehen.

Konkrete Anhaltspunkte für eine generell fehlende Schutzfähigkeit der Sandvegetation aufgrund von Immissionen ergeben sich aus dieser Untersuchung nicht. Sie stellt allerdings angesichts des Fehlens jeglicher Vergleichsdaten aus dem süddeutschen Raum eine erste Bestandsaufnahme dar. Sie muß ergänzt werden durch weitere Studien unter Einbeziehung von experimentellen Ansätzen und von Dauerflächenbeobachtungen.

Danksagung
Wir bedanken uns beim Landkreis Darmstadt-Dieburg (namentlich bei Herrn Dr. Heimer) für die finanzielle Unterstützung im Rahmen des Kooperationsvertrages zwischen der Technischen Universität Darmstadt und dem Landkreis. Weitere Mittel verdanken wir dem hessischen Ministerium für Wissenschaft und Kunst. Dem Regierungspräsidium Darmstadt gilt unser Dank für die Erteilung von Betretungsgenehmigungen. Frau Diplom-Biologin Sabine Kraft fertigte dankenswerterweise die Vegetationsaufnahmen auf der Griesheimer Düne (PB) an. Nicht zuletzt sei Frau Prof. Dr. Schwabe herzlich gedankt für die Betreuung der zugrunde liegenden Diplom-Arbeiten, die Durchsicht des Manuskriptes und zahlreiche Verbesserungsvorschläge.

6. Literatur

Aerts R., A. Huiszoon, J. H. A. van Oostrum, C. A. D. M. van de Vijver & J. H. Willems 1995: The potential for heathland restoration on formerly arable land at a site in Drenthe, The Netherlands. – J. Applied Ecol. **32**, 827-835, Oxford, London, Edinburgh, Boston & Melbourne.

AG Boden 1996: Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage, berichtigter Nachdruck – Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Geologische Landesämter in der Bundesrepublik Deutschland, Hannover. 392 S.

Allen S. E. (ed.) 1989: Chemical Analysis of Ecological Materials, 2 nd ed. – Blackwell, Oxford u.a. 368 p.

Amberger A. & R. Gutser 1977: Aussagekraft von Bodenuntersuchungsmethoden in langjährigen Feldversuchen mit verschiedenen P-Formen. – Landwirtschaftl. Forsch. SH **33/I**, 18-38, Frankfurt/M.

Appel T. & D. Steffens 1988: Vergleich von Elektro-Ultrafiltration (EUF) und Extraktion mit 0,01 molarer $CaCl_2$-Lösung zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Stickstoffs im Boden. – Zeitschr. Pflanzenernähr. Bodenk. **151**, 127-130, Weinheim/Bergstr.

Atkinson D. 1973: Observations on the phosphorus nutrition of two sand dune communities at Ross Links. – J. Ecol. **61**, 117-133, Oxford and others.

Barkman J. J., H. Doing & S. Segal 1964: Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. – Acta Botan. Neerl. **13**, 394-419, Amsterdam.

Beck T. 1979: Die Nitrifikation in Böden. – Zeitschr. Pflanzenernähr. Bodenk. **142**, 344-364, Weinheim/Bergstr.

Berendse F., B. Beltman, R. Bobbink, R. Kwant & M. Schmitz 1987: Primary production and nutrient availability in wet heathland ecosystems. – Acta Oecol./Oecol. Pl. **8**, 265-279, Paris.

Berger-Landefeldt U. & H. Sukopp 1965: Zur Synökologie der Sandtrockenrasen, insbesondere der Silbergrasflur. – Verhandl. Botan. Ver. Prov. Brandenburg **102**, 41-98, Berlin.

Bornkamm R. 1977: Zu den Standortbedingungen einiger Sand-Therophytenrasen in Berlin (West). – Verhandl. Botan. Ver. Prov. Brandenburg **113**, 27-39, Berlin.

Bremner J. M. 1960: Determination of nitrogen in soil by the Kjeldahl method. – J. Agricult. Sci. **55**, 11-31, Cambridge and others.

Bremner J. M. & D. R. Keeney 1965: Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite. – Analyt. Chimica Acta **32**, 485-495, Amsterdam and others.

Buttler K. P. & U. Schippmann 1993: Namensverzeichnis zur Flora der Farn - und Samenpflanzen Hessens. – Bot. Natursch. Hessen, Beih. **6**, 1-476, Frankfurt am Main.

Chapin III F. S. 1980: The mineral nutrition of wild plants. – Annual Review Ecol. Syst. **11**, 233-260, Palo Alto.

Chapin III F. S., P. M. Vitousek & K. van Cleve 1986: The nature of nutrient limitation in plant communities. – American Naturalist **127**, 48-58, Chicago.

DeAngelis D. L., P. L. Mulholland, A. V. Palumbo, A. D. Stein man, M. A. Huston & J. W. Elwood 1989: Nutrient dynamics and food-web stability. – Annual Review Ecol. Syst. **20**, 71-95, Palo Alto.

Dierschke H. 1974: Saumgesellschaften im Vegetations- und Standortsgefälle an Waldrändern. – Scripta Geobot. **6**, 246 S., Göttingen.

DIN 19684, Teil 1, 1977: Chemische Laboruntersuchungen: Bestimmung des pH-Wertes des Bodens und Ermittlung des Kalkbedarfs.

Ellenberg H. 1977: Stickstoff als Standortsfaktor, insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. – Oecol. Pl. **12**, 1-22, Paris.

Ellenberg H. 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, 5. Auflage. – Ulmer, Stuttgart. 1096 S.

Eno C. F. 1960: Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. – Soil Sci. Soc. America Proc. **24**, 277-279, Madison.

Forschungsbeirat Waldschäden/Luftverunreinigungen 1989: Dritter Bericht. – Kernforschungszentrum Karlsruhe, Karlsruhe. 611 S.

Frahm J. P. &. W. Frey 1992: Moosflora, 3. Auflage. – Ulmer, Stuttgart. 528 S.

Gerlach A. 1973: Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Stickstoffnettomineralisation. – Scripta Geobot. **5**, 1-115, Göttingen.

Gerlach A. 1993: Biogeochemistry of nitrogen in a coastal dune succession on Spiekeroog (Germany) and the impact of climate. – Phytocoenologia **23**, 115-127, Berlin & Stuttgart.

Gerlach A., E. A. Albers & W. Broedlin 1994: Development of the nitrogen cycle in the soils of a coastal dune succession. – Acta Botan. Neerl. **43**, 189-203, Amsterdam.

Gigon A. 1968: Stickstoff- und Wasserversorgung von Trespen-Halbtrockenrasen (Mesobromion) im Jura bei Basel. – Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel **38**, 28-85, Zürich.

Goldin A. 1987: Reassessing the use of loss-on-ignition for estimating organic matter content in noncalcareous soils. – Commun. Soil Sci. Plant Anal. **18**, 1111-1116, New York.

Gutser R. & A. Amberger 1977: Aussagekraft einiger Bodenuntersuchungsmethoden für Phosphat in ein- und mehrjährigen Gefäßversuchen. – Landwirtschaftl. Forsch. SH **33/I**, 39-51, Frankfurt/M.

Harres L. E. 1997: Die Rolle der Anbaumethode auf den Stofftransport in der ungesättigten Bodenzone. – Wissenschaftliche Hausarbeit, TH Darmstadt. 306 S.

Heklau H. & H. Dörfelt 1987: Zum Ursprung und Gebrauch des Ruderalbegriffes in der Botanik. – Wissenschaftl. Zeitschr. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, Mathemat.-Naturwissenschaftl. Reihe **36(4)**, 49-58. Halle-Wittenberg.

Herget I. 1997: Ökologische Untersuchungen zur Vegetation und zum Nährstoffhaushalt auf biologisch und konventionell bewirtschafteten Äckern sowie einer Vergleichsfläche im Griesheimer Sand bei Darmstadt. – Diplom-Arbeit TH Darmstadt, Fachbereich Biologie. 157 S.

Hoffmann G. & S. Ohnesorge 1966: Bestimmung der Phosphorsäure in Bodenextrakten mit Ascorbinsäure-Zinnchlorür als Reduktionsmittel. – Landwirtschaftl. Forsch. **19**, 94-107, Frankfurt/M.

Hohenester A. 1960: Grasheiden und Föhrenwälder auf Diluvial- und Dolomitstandorten im nördlichen Bayern. – Ber. Bayer. Botan. Ges. Erforsch. Heim. Fl. **33**, 30-85, München.

Hydro Agri Dülmen GmbH (Hrsg.) 1993: Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau, 12. Auflage. – Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup. 618 S.

Jeckel G. 1984: Syntaxonomische Gliederung, Verbreitung und Lebensbedingungen nordwestdeutscher Sandtrockenrasen (Sedo-Scleranthetea). – Phytocoenologia **12**, 9-153, Berlin & Stuttgart, Braunschweig.

Kachi N. & T. Hirose 1983: Limiting nutrients for plant growth in coastal sand dune soils. – J. Ecol. **71**, 937-944, Oxford and others.

Kappes J. 1996: Untersuchungen zur Nährstoffökologie ruderalisierter und nicht-ruderalisierter Sandvegetation. – Diplom-Arbeit TH Darmstadt, Fachbereich Biologie. 85 S. + Anhang.

Keeney D.R. & D.W. Nelson 1982: Nitrogen – Inorganic Forms. In: A. L. Page (ed.): Methods of Soil Analysis, Part 2, 2nd edition, 643-698. – Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin.

Knoch K. 1950: Klima-Atlas von Hessen. – Deutscher Wetterdienst in der US-Zone, Zentralamt Bad Kissingen. 74 S. + Erläuterungen 20 S.

Korneck D. 1974: Xerothermvegetation in Rheinland-Pfalz und Nachbargebieten. – Schriftenr. Vegetationsk. **7**, 196 S., 157 Tab., Bonn-Bad Godesberg.

Korneck D. 1987: Die Pflanzengesellschaften des Mainzer-Sand-Gebietes. – Mainzer Naturwissenschaftl. Archiv **25**, 135-200, Mainz.

Kowarik I. & H. Sukopp 1984: Auswirkungen von Luftverunreinigungen auf die spontane Vegetation. – Angew. Bot. **58**, 157-170, Berlin-Dahlem.

Krolupper N. & A. Schwabe 1998: Ökologische Untersuchungen im Darmstadt -Dieburger Sandgebiet (Südhessen): Allgemeines und Ergebnisse zum Diasporen -Reservoir und -Niederschlag. – Bot. Natursch. Hessen **10**, 9-39, Frankfurt am Main.

Lache D.-W. 1976: Umweltbedingungen von Binnendünen - und Heidegesellschaften im Nordwesten Mitteleuropas. – Scripta Geobot. **11**, 96 S., Göttingen.

Leuschner C. 1989: Zur Rolle von Wasserverfügbarkeit und Stickstoffangebot als limi tierende Standortsfaktoren in verschiedenen basiphytischen Trockenrasen -Gesellschaften des Oberelsaß, Frankreich. – Phytocoenologia **18**, 1-54, Berlin & Stuttgart.

Linder R. 1960: Die jahreszeitlichen Veränderungen des physiologisch wirksamen Bodenwassers v erschiedener Assoziationen im Gebiet der nördlichen Bergstraße. – Beiträge Biol. Pfl. **35**, 475-514, Berlin.

Lötschert W. & A. Georg 1980: Zur Ökologie des Jurineo -Koelerietum des Mainzer Sandes. – Phytocoenologia **7**, 252-270, Berlin & Stuttgart, Braunschwe ig.

Lux H. 1964: Die biologischen Grundlagen der Strandhaferpflanzung und Silbergrasansaat im Dünenbau. – Angew. Pflanzensoziol. **20**, 1-53, Bad Godesberg.

Marrs R. H., M. W. Gough & M. Griffiths 1991: Soil chemistry and leaching losses of nutrients from sem inatural grassland and arable soils on three contrasting parent materials. – Biolog. Conservation **57**, 257-271, Barking.

Morecroft M. D., E. K. Sellers & J. A. Lee 1994: An experimental investigation into the effects of atmospheric nitrogen deposition o n two semi-natural grasslands. – J. Ecol. **82**, 475-483, Oxford and others.

Mühlich E., H. Priebe, A. Höll, R. Klute, O. Seuffert, H. -P. Harres, H. Ortner, P. Hoffmann, W. Schröder & D. Kunze 1994: Antrag zum Konzept zur Förderung der ökologischen Zuk unftsforschung in Hessen des Hessischen Ministeriums für Wissenschaft und Kunst: Sanierung der landwirtschaftlichen Flächen und des Grundwassers in der Rhein -Main-Region durch ökologischen Landbau sowie Vermarktung der Anbauprodukte. – Unveröffentlicht.

Navone R. 1964: Proposed method for nitrate in potable waters. – J. American Water Works Assoc. **56**, 781-783, New York.

Oberdorfer E. (Hrsg.) 1993: Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil II, 3.[, nahezu unveränderte] Auflage. – Gustav Fischer, Jena, Stuttgart & New York. 355 S.

Oberdorfer E. 1994: Pflanzensoziologische Exkursionsflora, 7. Auflage – Ulmer, Stuttgart. 1050 S.

Olff H., F. Berendse & W. De Visser 1994: Changes in nitrogen mineralization, tissue nutrient concentrati ons and biomass compartmentation after cessation of fertilizer application to mown grassland. – J. Ecol. **82**, 611-620, Oxford and others.

Olff H., J. Huisman & B. F. van Tooren 1993: Species dynamics and nutrient accumulation during early primary succession on coastal sand du nes. – J. Ecol. **81**, 693-706, Oxford and others.

Pemadasa M. A. & P. H. Lovell 1974: The mineral nutrition of some dune annuals. – J. Ecol. **62**, 647-657, Oxford and others.

Quinger B. & N. Meyer 1995: Lebensraumtyp Sandrasen. Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.4. – Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen und Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, München. 252 S.

Riehl G. 1993: Untersuchungen zur Pflege von Brachflächen und verbuschten Magerrasen durch Zie gen- und Schafbeweidung. – [Dissertation Universität Göttingen, Landwirtschaftliche Fakultät] Cuvillier, Göttingen. 277 S. + Tab.

Rohde U. 1994: Gefahren für Sandrasen und Binnendünen. – Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Baden-Württ. **80**, 349-352, Karlsruhe.

Runge M. 1970: Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff -Nachlieferung am Standort. – Flora, Abt. B. **159**, 233-257, Jena.

Schachtschabel P., H.-P. Blume, G. Brümmer, K.-H. Hartge & U. Schwertmann 1992: Lehrbuch der Bodenkunde, 13., durch ges. Auflage. – Enke, Stuttgart. 491 S.

Schiefer J. 1981: Bracheversuche in Baden -Württemberg. – Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Baden-Württ. **22**, 1-325, Karlsruhe.

Schüller H. 1969: Die CAL-Methode, eine neue Methode zur Bestimmung des pflanzenver fügbaren Phosphates in Böden. – Zeitschr. Pflanzenernähr. Bodenk. **123**, 48-63, Weinheim/Bergstr.

Stahr K., F. Rück & T. Gaiser 1994: Soil nitrogen – reserves and mineralization as affected by climate, soil and landuse. – Nova Acta Leopoldina, Neue Folge **70**, 213-235, Heidelberg.

Steubing L. 1993: Der Eintrag von Schad - und Nährstoffen und deren Wirkung auf die Vergrasung der Heide. – Ber. Reinhold-Tüxen-Ges. **5**, 113-133, Hannover.

ten Harkel M. J & F. van der Meulen 1996: Impact of grazing and atmospheric nitrogen deposition on the vegetation of dry coastal dune grasslands. – J. Veg. Sci. **6**, 445-452, Uppsala.
Tilman D. 1986: Nitrogen-limited growth in plants from different successional stages. – Ecol. **67**, 555-563, Lancaster.
Tilman D. 1987: Secondary succession and the pattern of plant dominance along experimental nitrogen gradients. – Ecolog. Monogr. **57**, 189-214, Durham.
van Dam D., G. W. Heil, R. Bobbink & B. Heijne 1990: Atmospheric deposition to grassland canopies. – Water, Air, Soil Poll. **53**, 83-101, Dordrecht and others.
van Rheenen J. W., M. J. A. Werger, R. Bobbink, F. J. A. Daniels & W. H. M. Mulders 1995: Short-term accumulation of organic matter and nutrient contents in two dry sand ecosystems. – Vegetatio **120**, 161-171, Dordrecht u.a.
VDLUFA (Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) 1991: Methodenbuch. Band 1. Die Untersuchung von Böden, 4. Auflage. – VDLUFA, Darmstadt.
Veit U. 1961: Über jahreszeitliche Reaktionsschwankungen im Bodenkomplex unter besonderer Berücksichtigung des CO_2 Faktors. – Beiträge Biol. Pfl. **36**, 461-499, Berlin.
Vogel A. 1981: Klimabedingungen und Stickstoff-Versorgung von Wiesengesellschaften verschiedener Höhenstufen des Westharzes. – Diss. Botan. **60**, 168 S., Vaduz.
Volk O. H. 1931: Beiträge zur Ökologie der Sandvegetation der Oberrheinischen Tiefebene. – Zeitschr. Bot. **24**, 81-185, Jena.
Vormwald B. 1996: Pioniergesellschaften im Flugsandgebiet um Darmstadt: Pflanzensoziologische Gliederung, Symphänologie und Nährstoffuntersuchungen. – Diplom-Arbeit TH Darmstadt, Fachbereich Biologie. 152 S. + Tab.
Wedin D. A. & J. Pastor 1993: Nitrogen mineralization dynamics in grass monocultures. – Oecologia **96**, 186-192, Berlin.
Wedin D. A. & D. Tilman 1990: Species effects on nitrogen cycling: a test with perennial grasses. – Oecologia **84**, 433-441, Berlin.
Werner W. 1972: Neue Gesichtspunkte bei der Beurteilung verschiedener Lactatmethoden zur Kennzeichnung der Phosphatversorgung des Bodens. – Kali-Briefe **11**, Fachgeb.1 Bodenk. 1-8, Hannover.
Werner W. & H. Wiechmann 1971: Vergleichende Untersuchungen zur Brauchbarkeit der CAL-Methode zur Kennzeichnung des pflanzenverfügbaren Bodenphosphats. – Landwirtschaftl. Forsch. **24**, 285-293, Frankfurt/M.
West H. M., A. H. Fitter & A. R. Watkinson 1993: Response of *Vulpia ciliata ssp. ambigua* to removal of mycorrhizal infection and phosphate application under natural conditions. – J. Ecol. **81**, 351-358, Oxford and others.
Willems J. H. & M. G. L. van Nieuwstadt 1996: Long-term after effects of fertilization on above-ground phytomass and species diversity in calcareous grassland. – J. Veg. Sci. **7**, 177-184, Uppsala.
Willis A. J. 1963: Braunton Burrows: The effects on the vegetation of the addition of mineral nutrients to the dune soils. – J. Ecol. **51**, 353-374, Oxford and others.
Willis A. J. & E. W. Yemm 1961: Braunton Burrows: Mineral nutrient status of the dune soils. – J. Ecol. **49**, 377-390, Oxford and others.
Wirth V. 1995: Flechtenflora, 2. Auflage. – Ulmer, Stuttgart. 661 S.

7. Tabellenanhang

In Tabellen verwendete Abkürzungen: PN1-3 = Probenahmetermine (siehe Abschnitt 3.1.); hS (halbe Spannweite) = (Maximum – Minimum)/2; mhS = mittlere halbe Spannweite; M = Mittel; n = Anzahl der Geländeparallelproben; s = Standardabweichung bei gleichzeitig genommenen Parallelproben; s(Jahr) = Standardabweichung bei 11 Probenahmen im Jahresverlauf.

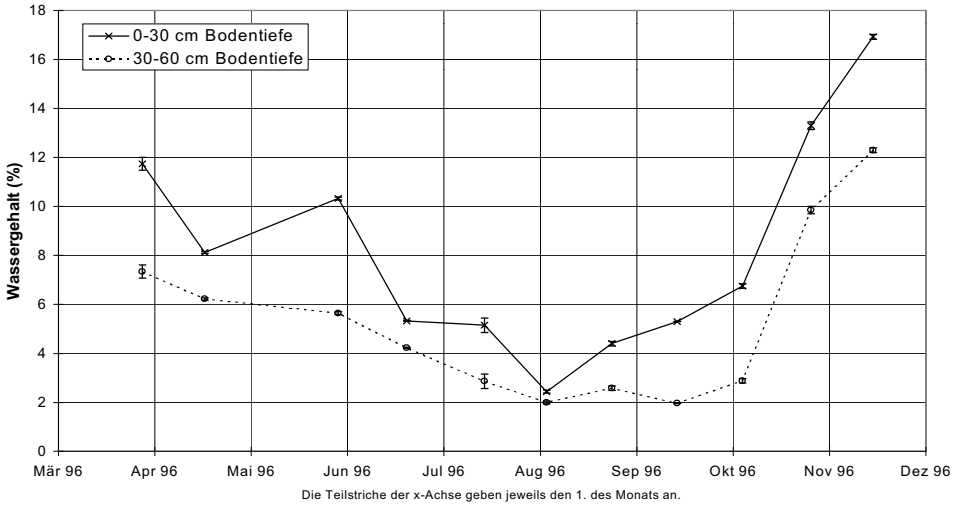


Abbildung 1: Jahresverlauf des Wassergehaltes am Beispiel des *Poa angustifolia*-Bestandes (Naturschutzgebiet Griesheimer Düne). Die Balken geben die Spannweite der Meßwerte an.

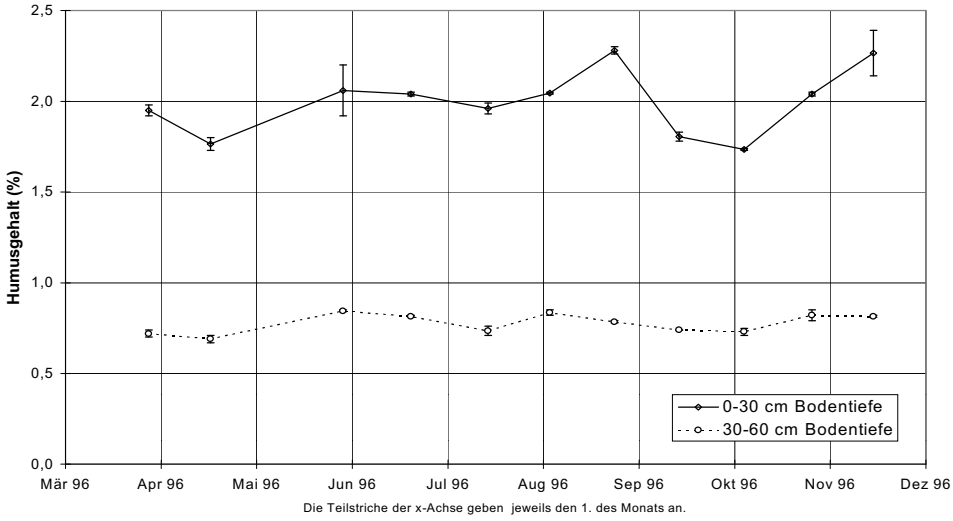


Abbildung 2: Jahresverlauf des Humusgehaltes am Beispiel des *Poa angustifolia*-Bestandes (Naturschutzgebiet Griesheimer Düne). Die Balken geben die Spannweite der Meßwerte an.

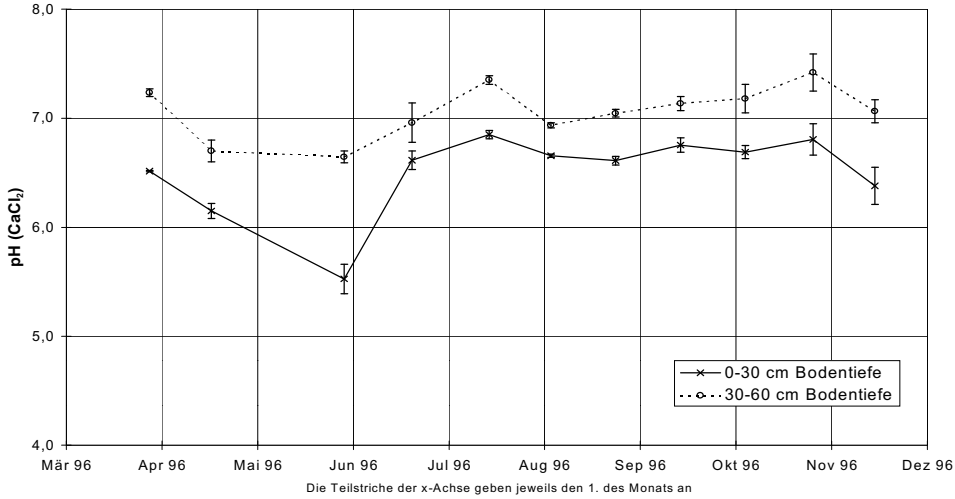


Abbildung 3: Jahresverlauf der pH-Werte am Beispiel des *Poa angustifolia*-Bestandes (Naturschutzgebiet Griesheimer Düne). Die Balken geben die Spannweite der Meßwerte an.

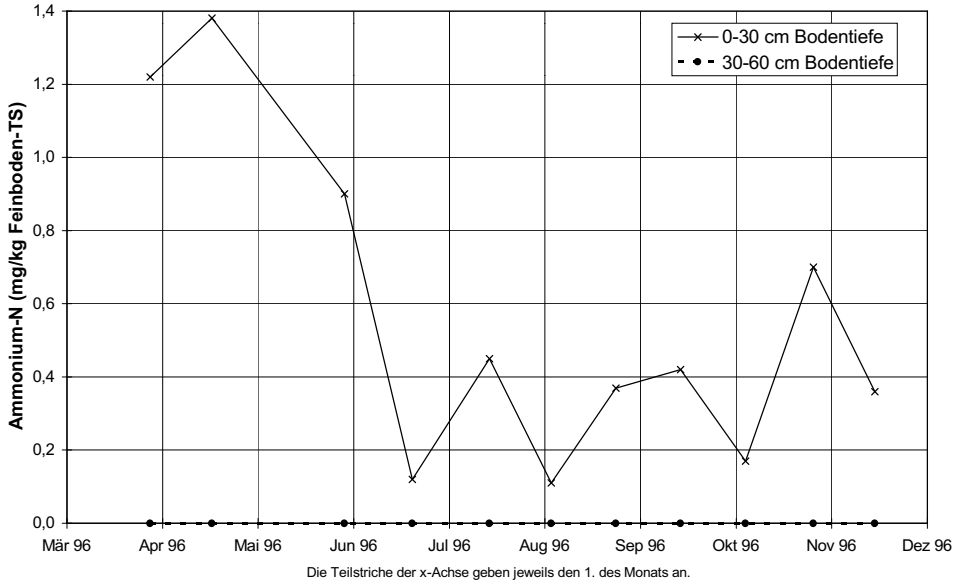


Abbildung 4: Jahresverlauf der Ammonium-N-Gehalte am Beispiel des *Poa angustifolia*-Bestandes (Naturschutzgebiet Griesheimer Düne).

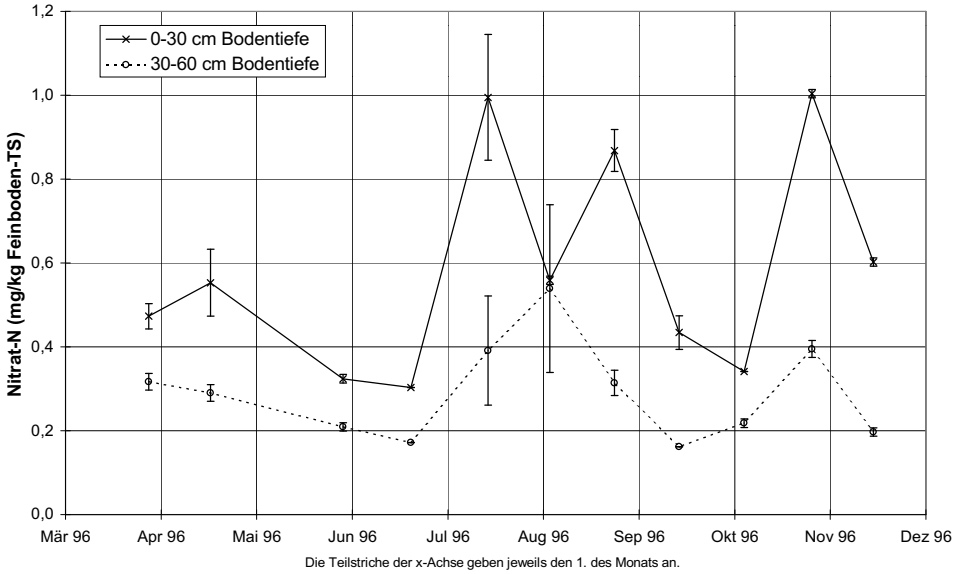


Abbildung 5: Jahresverlauf des Nitrat-N-Gehaltes am Beispiel des *Poa angustifolia*-Bestandes (Naturschutzgebiet Griesheimer Düne). Die Balken geben die Spannweite der Meßwerte an.

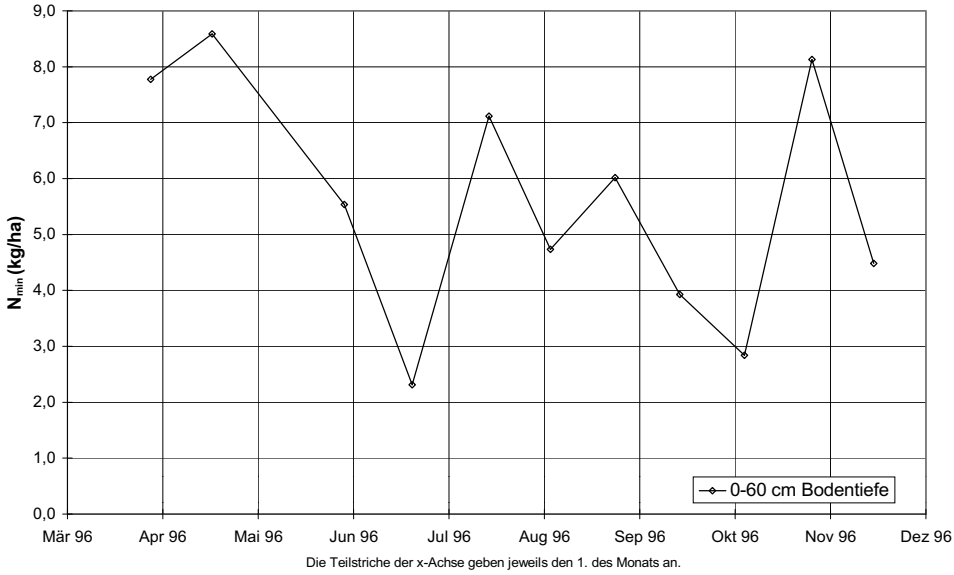


Abbildung 6: Jahresverlauf des N_{min}-Vorrates am Beispiel des *Poa angustifolia*-Bestandes (Naturschutzgebiet Griesheimer Düne).

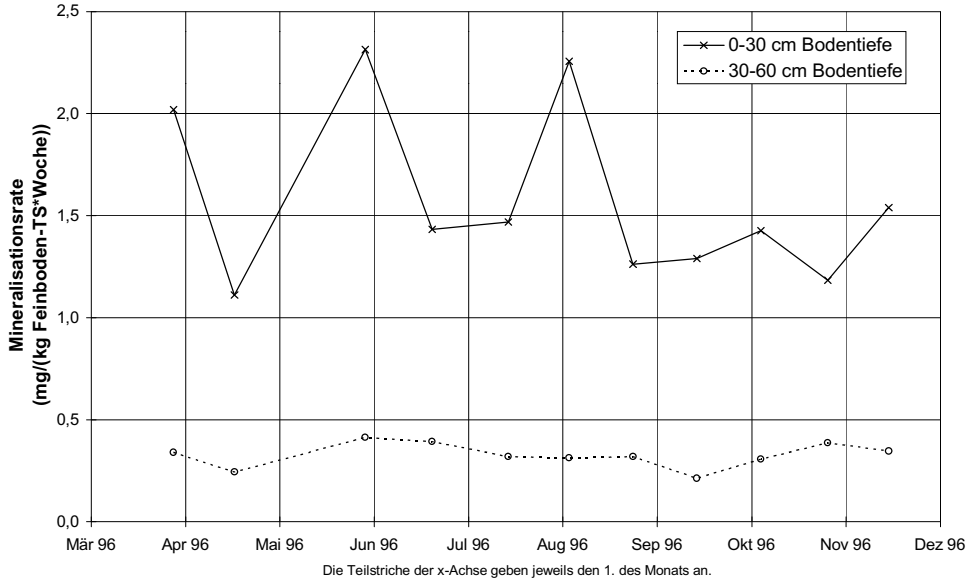


Abbildung 7: Jahresverlauf der Stickstoff-Nettomineralisationsrate am Beispiel des *Poa angustifolia*-Bestandes (Naturschutzgebiet Griesheimer Düne).

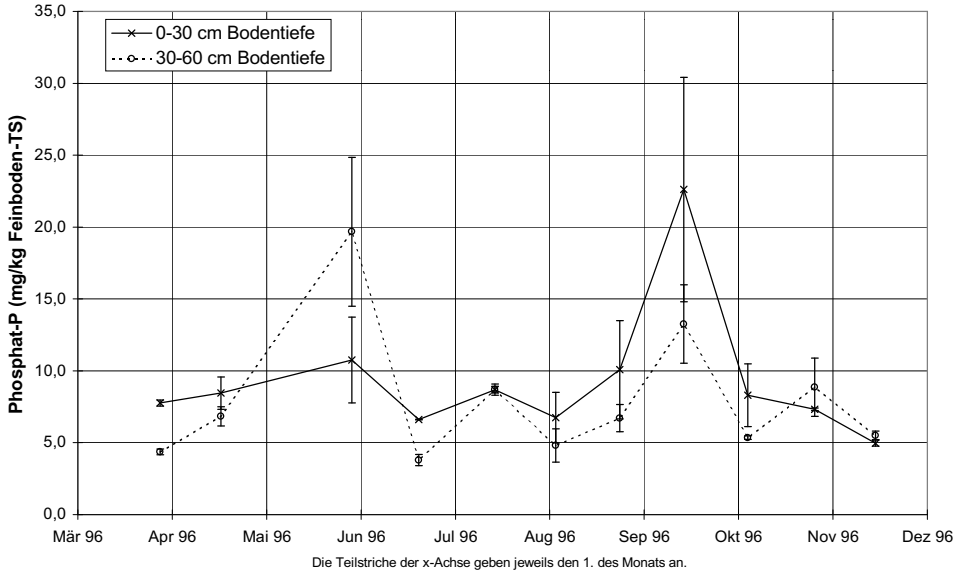


Abbildung 8: Jahresverlauf des Phosphat-P-Gehaltes am Beispiel des *Poa angustifolia*-Bestandes (Naturschutzgebiet Griesheimer Düne). Die Balken geben die Spannweite der Meßwerte an.

Tabelle 1: Pflanzensoziologische Aufnahmen. Bei den Flächenbezeichnungen bedeutet „R“ ruderalsiert.
Nummern 1-2: Spergulo-Corynephoretum;
Nummer 3: Bromo-Phleetum;
Nummern 4-7: Jurineo-Koelerietum (mit Elementen des Bromo-Phleetum);
Nummern 8-10: Allio-Stipetum koelerietosum;
Nummern 11-15: Allio-Stipetum typicum;
Nummern 16-17: *Poa angustifolia*-Bestand.

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Flächenbezeichnung	SC1	SC2	BP	JK1a	JK1b	JK2a	JK2b	ASKa	ASKb	ASKc	AS1	AS2a	AS2b	AS3a	AS3b	PBa	PBb
			R		R	R	R		R				R		R	R	R
Fläche [m²]	18	20	20	20	20	16	20	14	16	20	20	20	20	14	15	25	30
Gesamtdeckung [%]	60	55	60	50	80	60	70	99	85	100	95	95	80	80	80	98	100
Deckung Grasschicht [%]	50	45	55	40	30	50	40	15	15	45	75	80	55	40	50	95	50
Deckung Krautschicht [%]	10	<5	10	15	30	15	20	50	75	35	50	30	50	55	20	10	60
Deckung Kryptogamen [%]	25	14	<5	40	70	40	35	90	65	95	95	60	70	10	15	2	2
Artenzahl	28	11	32	18	19	19	21	28	33	23	29	17	25	23	36	19	23
Anzahl Ruderalarten	2	2	8	3	3	4	5	1	5	2	4	2	7	2	7	6	6
Anteil [%]	7	18	25	17	16	21	24	4	15	9	14	12	28	9	19	32	26
Anzahl Ruderalarten > 2m	0	0	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	2	0	1	2	2
Spergulo-Corynephoretum (lokal)																	
Corynephorus canescens	3.3	2b.2	3.3	2a.2	2a.2	·	2m.1	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Corynephorus can., Keimling	2m.2	2b.2	2a.2	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Sedo-Scleranthetea, säurezeigend																	
Ceratodon purpureus	2m.1	2b.1	2m.1	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Jasione montana	1.1	1.1	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Rumex acetosella	1.1	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Trifolium arvense	+	·	1.1	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Polytrichum piliferum	2b.1	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Potentilla argentea	1.1	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Filago minima	1.1	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Mibora minima	·	v	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Armerio-Festucetum (lokal)																	
Festuca brevipila	2a.3	2m.2	2m.2	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Koeleria cristata	2m.2	·	·	2m.2	2m.2	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Bromo-Phleetum																	
Silene conica	·	·	1.1	1.2	2m.2	2m.1	2m.1	·	·	·	1.1	·	·	·	·	·	·
Phleum arenarium	·	·	1.1	1.1	2m.1	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Jurineo-Koelerietum (lokal), Allio-Stipetum koelerietosum																	
Koeleria glauca	·	·	2m.2	2b.2	2b.2	3.2	3.2	2m.2	·	·	·	2m.2	2a.2	·	·	·	·
Alyssum montanum subsp. gmelinii	·	·	·	·	·	·	·	2m.1	2m.2	2m.2	·	·	·	·	·	·	·
Jurinea cyanoides	·	·	·	·	·	·	·	+	1.2	·	·	·	·	·	·	·	·
Fumana procumbens	·	·	·	·	·	·	·	2a.2	·	2m.2	·	·	·	·	·	·	·
Sedo-Scleranthetea, vor allem im Jurineo-Koelerietum																	
Tortula ruralis	·	·	2m.1	3.4	4.5	3.3	3.3	·	·	·	·	·	·	·	2m.2	·	·
Sedo-Scleranthetea, lokal vor allem im Allio-Stipetum koelerietosum																	
Poa badensis	·	·	·	·	·	·	·	2m.1	2m.1	2m.1	·	·	+.2	2a.2	1.1	·	·
Thymus serpyllum	·	·	·	·	·	·	·	3.2	2m.2	2m.2	·	·	2b.3	·	·	·	·
Allio-Stipetum (lokal)																	
Stipa capillata	·	·	·	·	·	·	·	2a.2	2m.1	3.2	3.3	3.2	2a.1	3.2	3.2	·	·
Potentilla incana	·	·	·	·	·	·	·	2m.2	·	2m.2	2b.3	·	·	2a.2	2m.2	·	·
Euphorbia seguieriana	·	·	·	·	·	·	·	2a.1	2m.1	2a.2	·	2a.2	·	·	·	·	·
Silene otites	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	1.1	+	+	1.1	·	·
Allium sphaerocephalon	·	·	·	·	·	·	·	·	1.1	1.1	·	·	·	·	·	·	·
Stipa pennata s. str.	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	3.3	·	·	·	·	·	·

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Festuco-Brometea																	
Euphorbia cyparissias	·	·	1.1	·	·	+	1.1	2m.1	2m.1	2a.2	1.1	·	2a.2	+	1.1	·	1.1
Helianthemum nummularium	·	·	·	·	·	·	·	3.2	2b.3	2b.3	2a.2	·	·	3.3	2a.2	·	·
Dianthus carthusianorum	·	·	·	·	·	·	·	2m.1	2m.1	2m.1	1.2	·	·	1.1	1.2	·	.
Asperula cynanchica	·	·	·	·	·	·	·	2m.2	2m.2	2m.2	2m.2	·	·	·	2	·	1.1
Phleum phleoides	·	·	·	·	·	·	·	2m.1	2m.1	1.1	1.2	·	·	·	·	·	·
Potentilla neumanniana	·	·	·	·	·	·	r	2m.2	1.1	·	·	·	·	·	·	·	·
Galium verum	·	·	·	·	·	·	·	1.2	2b.2	·	·	·	·		1.3	·	·
Sanguisorba minor	·	·	·	·	·	·	·	·	·	1.1	·	·	·	1.1	+	·	·
Salvia pratensis	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	2a.1	·	+	+	·	·
Brachypodium pinnatum	·	·	·	·	·	·	·	1.1	2a.2	·	·	·	·	·	·	·	·
Ajuga genevensis	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	1.1	·	+
Stachys recta	·	·	·	·	·	·	·	1.2	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Sedo-Scleranthetea																	
Helichrysum arenarium	·	·	+	2m.2	1.1	2m.1	+	·	·	·	·	+	+	2m.3	2a.3	·	·
Medicago minima	·	·	1.1	1.1	1.1	+	1.1	·	·	·	+	·	2m.1	·	+	·	·
Echium vulgare	+	·	1.1	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	+	r	·	·
Petrorhagia prolifera	·	·	1.1	1.1	2m.1	·	·	·	·	·	·	2m.1	2m.1	·	·	·	·
Sedum acre	·	·	1.2	·	·	1.2	1.2	·	·	·	·	2b.3	2b.2	·	·	·	·
Vulpia myuros	1.1	·	2a.3	·	·	2m.1	2a.2	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Cerastium semidecandrum	·	·	·	·	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	1.1	·	·
Peltigera rufescens	1.1	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	1.2	·	·	·
Erodium cicutarium	·	·	+	·	·	·	r	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Erophila verna	·	·	·	+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Sedum rupestre	·	·	·	·	·	·	·	·	2a.2	·	·	·	·	·	·	·	·
Alyssum alyssoides	·	·		·	·	·	·	·	·	·	2m.1	·	·	·	·	·	·
Chenopodietea, Sisymbrietalia																	
Conyza canadensis	1.1	·	2m.1	·	1.1	2a.1	2a.1	·	1.2	r	·	·	2a.2	·	2m.1	·	·
Bromus tectorum	·	·	1.1	2m.1	2m.1	1.1	2m.1	·	·	2m.1	·	·	2b.2	·	·	·	·
Viola tricolor	·	r	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	+	+	+	+
Salsola kali subsp. ruthenica	·	·	1.1	·	·	+	1.1	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Setaria viridis	·	1.1	2a.2	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Capsella bursa-pastoris	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	2m.1	·	·	·	·

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Plantago arenaria	·	·	1.1	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Chenopodium album	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·
Senecio vernalis	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·
Artemisietea																	
Oenothera biennis s. l.	·	·	+	1.1	2a.1	+	1.2	·	·	·	+	·	1.1	·	2a.1	+	+
Verbascum phlomoides	·	·	·	·	·	·	·	·	r	·	·	·	·	+	+	·	r
Verbascum densiflorum	·	·	·	r	·	·	·	·	·	·	+	·	+	·	·	·	·
Tragopogon dubius	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	1.1	r	·	·	·	1.2
Cynoglossum officinale	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	+	·	·	·	+	·	·
Berteroa incana	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	r	1.1	·	·	·	·
Rubus caesius	·	·	·	·	·	·	·	·	2b.3	·	·	·	·	·	·	·	·
Carduus nutans	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	r	·
Urtica dioica	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	1.1	·
Agropyretea																	
Poa angustifolia	·	·	2m.2	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+.2	2a.2	2b.3
Elymus repens	1.1	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	2a.2	2a.2
Cerastium arvense	·	·	·	·	·	·	·	1.1	1.1	·	·	·	·	·	·	·	·
Convolvulus arvensis	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Molinio-Arrhenatheretea																	
Trifolium dubium	1.1	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Crepis capillaris	·	·	·	·	·	·	·	·	·	1.1	·	·	·	·	+	·	·
Achillea millefolium	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	r	·	·	·	·	·	2m.1
Galium album	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	3.2
„Dominanzbildner“																	
Calamagrostis epigejos	·	+	·	·	2m.1	·	·	2m.1	1.1	2a.2	2a.2	·	·	1.1	1.1	1.2	+
Cynodon dactylon	1.2	2a.2	2a.2	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	1.1	·	·
Rubus fruticosus s. l.	·	·	·	·	·	·	·	r	+	·	2a.1	·	·	·	·	·	·

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Begleiter																	
Arenaria serpyllifolia	·	·	2m.2	2m.1	2m.1	2m.1	2m.1	·	·	1.1	+	2m.1	2m.1	1.1	2m.1	·	·
Hypnum cupressiforme	2a.1	·	·	·	·	2m.2	2m.2	4.3	3.3	2b.3	5.5	4.3	4.3	·	·	2m.2	·
Festuca ovina s. l.	·	·	·	·	·	·	·	2a.1	2m.1	2a.2	2m.1	3.2	2a.2	2m.2	2a.2	2a.2	2a.2
Carex hirta	2m.1	·	1.1	1.1	1.1	·	1.1	·	·	·	·	2m.1	2m.1	·	·	2m.1	2b.2
Hypericum perforatum	2a.2	·	+	·	·	·	·	·	1.1	·	2m.2	·	+	·	1.1	·	·
Cladonia furcata	·	·	·	·	·	2m.2	·	3.3	3.3	5.5	·	·	2m.2	2a.3	·	·	·
Artemisia campestris	·	·	·	·	·	·	·	2b.1	2b.1	2a.1	·	+	·	·	+	·	·
Centaurea stoebe	·	·	·	2a.1	2m.1	·	·	·	·	·	1.1	·	·	·	·	·	1.1
Agrostis capillaris	2m.2	·	2m.2	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	2a.2	1.2
Asparagus officinalis	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	r	·	·	·	·	+	+
Veronica spec.	·	·	·	+	r	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·
Hieracium pilosella	2m.2	1.2	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·
Carex species, juv.	·	·	·	1.1	·	·	·	·	2a.2	·	2m.1	·	·	·	·	·	·
Ononis repens	·	·	·	·	2b.3	+	2a.2	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Verbascum lychnitis	2a.1	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Medicago falcata	·	·	·	·	·	·	·	·	1.1	·	2m.2	·	·	·	·	·	·
Funaria hygrometrica	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	2a.2	2b.2	·	·
Hypochaeris radicata	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	1.1	r	·	·
Festuca rubra	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	2a.2	2m.2
Plagiomnium affine	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	2m.2	2m.2
Vicia angustifolia	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+

Je einmal kamen vor: **SC1**: Polytrichum juniperinum 2a.1, Cladonia spec. 2m.1, Scleranthus annuus +, Juncus tenuis +, Plantago lanceolata +; **SC2**: Cladonia glauca 2m.1; **ASK1**: Crataegus spec. r, Quercus robur Keimling r; **ASKb**: Campanula rapunculus 1.1, Evonymus europaeus +, Peucedanum oreoselinum r; **AS1**: Thymus pulegioides 1.2, Poa pratensis 1.1; **AS2b**: Racomitrium canescens 2b.3, Geranium molle +; **AS3a**: Dicranella species 2m.2, Pinus sylvestris juv. +; **AS2b**: Arabis glabra r, Sedum telephium r; **PB**: Holcus mollis 2b.2, Galeopsis tetrahit +, Quercus petraea Keimling +; **PB**: Coronilla varia 2a.2, Arabis sagittata r, Lathyrus pratensis +.

Aufnahmeorte: **SC1:** Flugplatz Babenhausen, 6019, 3497400/5534920; **SC2:** Apfeldüne, 6017, 3470700/5534700; **BP:** ehemaliger Flugplatz Griesheim, 6117, 3470750/5524240; **JK1:** Standortübungsplatz, 6117, 3471440/5523950; **JK2:** ehemaliger Flugplatz Griesheim, 6117, 3470910/5524360; **ASK:** Seeheimer Düne, 6217, 3473210/5515300; **AS1:** Standortübungsplatz, 6117, 3471300/5523940; **AS2:** Rotböhl, 6017, 3472860/5532440 beziehungsweise 3473040/5532400; **AS3:** Bahnlinie Pfungstadt, 6217, 3472460/5517220; **PB:** Griesheimer Düne, 6117, 3468900/5523020.

Tabelle 2: Skelettgehalt und Lagerungsdichte. Abkürzungen siehe Seite 69.

	Skelettgehalt (%)			Lagerungsdichte (g/cm³)		
	n	**M**	s	n	**M**	s
SC1	7	**13,6**	5,7	7	**1,34**	0,07
SC2	7	**0,9**	0,3	7	**1,56**	0,10
Spergulo-Corynephoretum		***7,3***			***1,45***	
BP-R: Bromo-Phleetum	7	**1,7**	0,7	7	**1,33**	0,07
JK1a	7	**1,7**	0,7	7	**1,66**	0,07
JK1b-R	7	**1,4**	0,3	7	**1,62**	0,11
JK2a-R	7	**7,1**	5,1	7	**1,35**	0,04
JK2b-R	7	**0,8**	0,2	7	**1,45**	0,05
Jurineo-Koelerietum		***2,7***			***1,52***	
ASKa	7	**0,7**	0,7	7	**1,33**	0,08
ASKb-R	7	**0,1**	0,1	7	**1,25**	0,07
ASKc	7	**0,6**	0,6	7	**1,26**	0,06
Allio-Stipetum koelerietosum		***0,5***			***1,28***	
AS1	7	**0,4**	0,1	7	**1,16**	0,07
AS2a	7	**0,3**	0,3	7	**1,19**	0,06
AS2b-R	7	**0,5**	0,3	7	**1,35**	0,07
AS3a	7	**1,3**	1,4	7	**1,15**	0,08
AS3b-R	7	**0,5**	0,5	7	**1,11**	0,07
Allio-Stipetum typicum		***0,6***			***1,19***	
	n	**M**	hS	n	**M**	s
PB-R (0-30 cm)	2	**0,0**	0,0	20	**1,28**	0,10
PB-R (30-60 cm)	2	**0,0**	0,0	20	**1,34**	0,05

Tabelle 3: Wassergehalt. Abkürzungen siehe Seite 69.

	Wassergehalt (m%)											Wassergehalt (Vol%)		
	PN1			PN2			PN3			**M**	mhS	PN1	PN2	PN3
	n	M	hS	n	M	hS	n	M	hS			M	M	M
SC1	6	7,5	0,5	4	7,8	0,2	3	5,6	0,3	**7,0**	0,3	10,1	10,4	7,6
SC2	6	4,3	1,1	4	4,7	0,4	3	3,2	0,9	**4,0**	0,8	6,6	7,3	4,9
BP-R	6	7,9	0,3	6	9,3	0,5	3	3,3	0,4	**6,9**	0,4	10,5	12,4	4,4
JK1a	6	1,2	0,1	1	4,1					**2,6**	0,1	2,0	6,7	
JK1b-R	6	1,3	0,1	1	4,2					**2,7**	0,1	2,1	6,8	
JK2a-R	6	6,2	0,2	1	5,6					**5,9**	0,2	8,3	7,5	
JK2b-R	6	6,6	0,3	1	5,6					**6,1**	0,3	9,6	8,1	
ASKa	6	3,8	0,1	1	5,9					**4,9**	0,1	5,1	7,9	
ASKb-R	6	4,8	0,4	1	8,1					**6,5**	0,4	6,0	10,1	
ASKc	6	3,7	0,2	1	5,6					**4,6**	0,2	4,6	7,0	
AS1	5	3,8	0,8	1	10,1					**7,0**	0,8	4,4	11,7	
AS2a	5	4,4	1,2	1	5,4					**4,9**	1,2	5,2	6,4	
AS2b-R	6	5,5	0,4	1	5,3					**5,4**	0,4	7,5	7,1	
AS3a	6	6,1	0,6	1	9,8					**8,0**	0,6	7,1	11,3	
AS3b-R	6	6,7	1,0	1	9,8					**8,2**	1,0	7,4	10,8	
	n	Min	hS	n	Max	hS		s(Jahr)		**M**	mhS	Min	Max	M
PB-R (0-30 cm)	2	2,4	0,1	2	16,9	0,4		4,4		**8,2**	0,1	3,1	21,7	10,4
PB-R (30-60 cm)	2	2,0	0,0	2	12,3	0,1		3,4		**5,3**	0,1	2,6	16,5	7,0

Tabelle 4: Humus- und Gesamt-Stickstoffgehalt sowie Gesamt-Stickstoffvorrat. Abkürzungen siehe Seite 69.

	Humusgehalt (%)			Gesamt-Stickstoff (mg/g)		(t/ha)
	n	**M**	hS	n	**M**	**M**
SC1	3	**0,5**	0,4	1	**0,36**	**0,42**
SC2	3	**1,1**	0,4	1	**0,52**	**0,80**
Spergulo-Corynephoretum		***0,8***	*0,4*		***0,44***	***0,61***
BP-R: Bromo-Phleetum	3	**1,2**	0,7	1	**0,37**	**0,48**
JK1a	1	**0,6**		1	**0,29**	**0,48**
JK1b-R	1	**0,8**		1	**0,25**	**0,41**
JK2a-R	1	**0,4**		1	**0,36**	**0,45**
JK2b-R	1	**0,4**		1	**0,27**	**0,39**
Jurineo-Koelerietum		***0,6***			***0,29***	***0,43***
ASKa	1	**2,2**		1	**0,75**	**0,99**
ASKb-R	1	**2,6**		1	**1,23**	**1,53**
ASKc	1	**2,4**		1	**1,31**	**1,64**
Allio-Stipetum koelerietosum		***2,4***			***1,10***	***1,39***
AS1	1	**2,2**		1	**1,69**	**1,95**
AS2a	1	**2,6**		1	**1,20**	**1,43**
AS2b-R	1	**1,8**		1	**0,72**	**0,97**
AS3a	1	**2,6**				
AS3b-R	1	**2,4**		1	**1,37**	**1,51**
Allio-Stipetum typicum		***2,3***			***1,25***	***1,46***
PB-R (0-30 cm)	2	**2,0**	0,0	2	**0,69**	**2,65**
PB-R (30-60 cm)	2	**0,8**	0,0	2	**0,20**	**0,80**

Tabelle 5: Humus- und Gesamt-Stickstoffgehalt sowie Gesamt-Stickstoffvorrat nach Literaturangaben. * = berechnet aus den angegebenen Kohlenstoffgehalten durch Multiplikation mit 2, ** = gewogener Mittelwert der Angaben für Teilhorizonte, *** = bei Gesamt-Stickstoff 0-15 cm.

Objekt	Autor(en)	Tiefe (cm)	Humus (%)	Gesamt-Stickstoff (mg/g)	(t/ha)
Sandtherophytenrasen	Bornkamm (1977)	0-2	0,4-3,0*	0,1-1,1	
Jurineo-Koelerietum	Lötschert & Georg (1980)	0-8**	0,23-1,02		
Sp.-Corynephoretum	Berger-Landefeldt & Sukopp (1965)	0-10**	0,8-1,9		
Sp.-Corynephoretum typ./clad.	Lache (1976)	0-5	0,2-1,2*	< 0,4	0,1-0,2
Sp.-Corynephoretum clad.	Jeckel (1984)	0-5	2,0*		1,1
übrige Sandtrockenrasen	Jeckel (1984)	0-5	1,0-5,4*		0,7-1,8(3,2)
Vordünen	Gerlach & al. (1994)	0-30			0,1
Gelbdünen	Gerlach & al. (1994)	0-30			0,3-0,6
Graudünen	Gerlach & al. (1994)	0-30			0,8-1,1
Braundünen	Gerlach & al. (1994)	0-30			0,5-1,8
Xerobrometum	Leuschner (1989)	0-5***	7-24*	2,4-10,6	2-5
Mesobrometum	Leuschner (1989)	0-5***	11-12*	4,9-5,7	4
Arrhenatheretum	Vogel (1981)	0-5	4-20	1,4-6,9	0,8-2,7

Tabelle 6: pH-Werte. Mittelwerte nach Delogarithmierung gebildet. Abkürzungen siehe Seite 69.

	PN1			PN2			PN3			**M**	mhS
	n	M	hS	n	M	hS	n	M	hS		
SC1	3	5,1	0,0	3	4,9	0,1	3	5,9	0,2	**5,1**	0,1
SC2	3	4,4	0,5	3	4,2	0,3	3	4,2	0,2	**4,3**	0,4
Spergulo-Corynephoretum		*4,6*	*0,3*		*4,4*	*0,2*		*4,5*	*0,2*	***4,5***	*0,2*
BP-R: Bromo-Phleetum	3	6,8	0,1	3	6,6	0,2	3	7,1	0,0	**6,8**	0,1
JK1a	3	7,1	0,1	1	7,2					**7,1**	0,1
JK1b-R	3	7,2	0,1	1	7,1					**7,1**	0,1
JK2a-R	3	7,3	0,1	1	7,2					**7,2**	0,1
JK2b-R	3	7,4	0,0	1	7,2					**7,3**	0,0
Jurineo-Koelerietum		*7,2*	*0,1*		*7,2*					***7,2***	*0,1*
ASKa	3	6,7	0,1	1	6,9					**6,8**	0,1
ASKb-R	3	6,8	0,0	1	6,9					**6,9**	0,0
ASKc	3	6,9	0,0	1	7,0					**7,0**	0,0
Allio-Stipetum koelerietosum		*6,8*	*0,1*		*7,0*					***6,9***	*0,1*
AS1	3	6,9	0,1	1	7,1					**7,0**	0,1
AS2a	3	7,0	0,0	1	7,2					**7,1**	0,0
AS2b-R	3	7,3	0,0	1	7,1					**7,2**	0,0
AS3a	3	7,0	0,0	1	7,0					**7,0**	0,0
AS3b-R	3	7,1	0,0	1	7,0					**7,0**	0,0
Allio-Stipetum typicum		*7,1*	*0,0*		*7,1*					***7,1***	*0,0*
	n	Min	hS	n	Max	hS		s(Jahr)		**M**	mhS
PB-R (0-30 cm)	2	5,5	0,1	2	6,9	0,0		0,4		**6,3**	0,1
PB-R (30-60 cm)	2	6,7	0,1	2	7,4	0,1		0,2		**7,1**	0,1

Tabelle 7: pH-Werte nach Literaturangaben. Hellige = Farbindikator, Chin. = Chinhydronelektrode, * = gewogene Mittelwerte.

Objekt	Autor(en)	Tiefe (cm)	Methode	pH
Bromo-Phleetum	Korneck (1974)		Hellige	7-8
Jurineo-Koelerietum	Korneck (1974)	0-10	Hellige	7,5-8
Jurineo-Koelerietum	Lötschert & Georg (1980)	0-8*	KCl	7,8-8,3
Jurineo-Koelerietum	Volk (1931)	0-10	H_2O/Chin.	6,0-8,2
Allio-Stipetum	Korneck (1974)	0-10	Hellige	7
Sp.-Corynephoretum	Volk (1931)	10-20	H_2O/Chin.	4,7-5,8
Sp.-Corynephoretum	Veit (1961)	10	H_2O	4,3-5,0
Sp.-Corynephoretum	Berger-Landefeldt & Sukopp (1965)	0-10*	KCl	3,8-4,2
Sp.-Corynephoretum	Korneck (1974)		Hellige	4-5
Sp.-Corynephoretum typ.	Lache (1976)	0-5	H_2O	3,9-5,0
Sp.-Corynephoretum clad.	Jeckel (1984)	0-5	H_2O	3,7

Tabelle 8: Extrahierbarer Ammonium- und Nitrat-Stickstoffgehalt. Abkürzungen siehe Seite 69.

	Ammonium-N-Gehalt (mg/kg)								Nitrat-N-Gehalt (mg/kg)							
	PN1		PN2		PN3		M	mhS	PN1		PN2		PN3		M	mhS
	n	M hS	n	M hS	n	M hS			n	M hS	n	M hS	n	M hS		
SC1	3	0,2 0,0	3	0,0 0,3	3	0,0 0,1	**0,1**	0,2	3	0,2 0,0	3	0,2 0,1	3	0,3 0,1	**0,2**	0,1
SC2	3	0,9 0,6	3	0,9 0,5	3	0,9 0,5	**0,9**	0,5	3	0,6 0,5	3	0,8 0,1	3	1,2 0,8	**0,8**	0,5
Spergulo-Corynephoretum		*0,5 0,3*		*0,4 0,4*		*0,4 0,3*	***0,5***	*0,3*		*0,4 0,3*		*0,5 0,1*		*0,7 0,4*	***0,5***	*0,3*
BP-R: Bromo-Phleetum	3	0,5 0,1	3	0,1 0,3	3	0,1 0,3	**0,2**	0,2	3	0,6 0,2	3	0,5 0,1	3	0,5 0,2	**0,5**	0,2
JK1a	3	0,1 0,2	1	0,9 0,0			**0,5**	0,1	3	0,4 0,1	1	0,6			**0,5**	0,1
JK1b-R	3	0,2 0,1	1	0,9 0,1			**0,6**	0,1	3	0,5 0,0	1	1,1			**0,8**	0,0
JK2a-R	3	0,5 0,2	1	0,6 0,0			**0,5**	0,1	3	0,6 0,1	1	0,8			**0,7**	0,1
JK2b-R	3	0,7 0,1	1	1,0 0,0			**0,8**	0,1	3	0,9 0,2	1	1,0			**1,0**	0,2
Jurineo-Koelerietum		*0,4 0,1*		*0,8 0,1*			***0,6***	*0,1*		*0,6 0,1*		*0,9*			***0,7***	*0,1*
ASKa	3	0,2 0,0	1	1,4 0,0			**0,8**	0,0	3	1,6 0,3	1	1,0			**1,3**	0,3
ASKb-R	3	0,5 0,3	1	2,4 0,2			**1,4**	0,2	3	3,1 0,8	1	3,3			**3,2**	0,8
ASKc	3	0,2 0,2	1	1,3 0,1			**0,7**	0,1	3	2,0 0,3	1	0,9			**1,5**	0,3
Allio-Stipetum koelerietosum		*0,3 0,2*		*1,7 0,1*			***1,0***	*0,1*		*2,3 0,5*		*1,7*			***2,0***	*0,5*
AS1	3	0,0 0,0	1	2,4 0,0			**1,2**	0,0	3	1,7 0,3	1	1,5			**1,6**	0,3
AS2a	2	0,8 0,0	1	1,8 0,3			**1,3**	0,2	3	1,6 0,1	1	1,4			**1,6**	0,1
AS2b-R	3	0,9 0,6	1	0,9 0,1			**0,9**	0,4	3	1,9 0,1	1	2,1			**2,0**	0,1
AS3a	3	0,3 0,4	1	0,6 0,0			**0,5**	0,2	3	1,4 0,1	1	0,9			**1,2**	0,1
AS3b-R		0,2 0,0	1	0,5 0,1			**0,3**	0,1	3	1,9 0,3	1	1,2			**1,5**	0,3
Allio-Stipetum typicum		*0,4 0,2*		*1,2 0,1*			***0,8***	*0,2*		*1,7 0,2*		*1,4*			***1,6***	*0,2*
	n	Min	n	Max	s(Jahr)		M		n	Min hS	n	Max hS	s(Jahr)		M	mhS
PB-R (0-30 cm)	2	0,1	2	1,4	0,4		**0,6**		2	0,3 0,0	2	1,0 0,0	0,3		**0,6**	0,0
PB-R (30-60 cm)	2	0,0	2	0,0	0,0		**0,0**		2	0,2 0,0	2	0,5 0,1	0,1		**0,3**	0,1

Tabelle 9: N_{min}-Vorrat und Nitrat-Anteil am N_{min}. Abkürzungen siehe Seite 69.

	N_{min}-Vorrat (kg/ha)				Nitrat-Anteil am N_{min} (%)			
	PN1	PN2	PN3	**M**	PN1	PN2	PN3	**M**
	M	M	M		M	M	M	
SC1	0,4	0,2	0,4	**0,3**	44	100	91	**78**
SC2	2,2	2,6	3,1	**2,6**	39	47	57	**48**
Spergulo-Corynephoretum	*1,3*	*1,4*	*1,7*	***1,5***	*40*	*53*	*62*	***63***
BP-R: Bromo-Phleetum	1,3	0,8	0,8	**1,0**	55	81	82	**73**
JK1a	0,8	2,4		**1,6**	77	39		**58**
JK1b-R	1,1	3,2		**2,1**	70	55		**62**
JK2a-R	1,4	1,8		**1,6**	58	56		**57**
JK2b-R	2,2	2,9		**2,6**	58	52		**55**
Jurineo-Koelerietum	*1,4*	*2,6*		***2,0***	*62*	*51*		***58***
ASKa	2,4	3,2		**2,8**	89	43		**66**
ASKb-R	4,5	7,0		**5,8**	86	58		**72**
ASKc	2,8	2,7		**2,8**	92	40		**66**
Allio-Stipetum koelerietosum	*3,2*	*4,3*		***3,8***	*88*	*50*		***68***
AS1	1,9	4,5		**3,2**	100	39		**69**
AS2a	2,8	3,8		**3,3**	68	44		**56**
AS2b-R	3,8	3,9		**3,9**	67	70		**69**
AS3a	2,0	1,7		**1,8**	83	58		**71**
AS3b-R	2,3	1,9		**2,1**	91	71		**81**
Allio-Stipetum typicum	*2,6*	*3,2*		***2,9***	*80*	*53*		***69***
	Min	Max		**M**	Min	Max		**M**
PB-R (0-30 cm)	1,6	7,4		**4,4**	26	83		**51**
PB-R (30-60 cm)	0,6	2,2		**1,2**	100	100		**100**

Tabelle 10: Netto-Mineralisationsrate, Stickstoffumsatz und Nitrifikationsgrad. () Wassergehalt < 3,5 %, nicht in Mittelwertbildung einbezogen. Abkürzungen siehe Seite 69.

	Netto-Mineralisationsrate (Stickstoff) (mg/kg × w)										Umsatz (kg/ha × w)	Umsatz (%/a)	Nitrifikationsgrad (%)									
	PN1		PN2		PN3		M	mhS			M	M	PN1		PN2		PN3		M	mhS		
	M	hS	M	hS	M	hS							M	hS	M	hS	M	hS				
SC1	0,8	0,0	0,8	0,3	0,4	0,1	**0,7**	0,1			**0,8**	**6**	89	1	91	4	96	5	**92**	4		
SC2	1,4	0,3	1,3	0,3	(0,3)	0,1	**1,3**	0,2			**2,0**	**9**	84	5	88	2	91	2	**87**	3		
Spergulo-Corynephoretum	*1,1*	*0,2*	*1,1*	*0,3*	*0,4*	*0,1*	***1,0***	***0,2***			***1,4***	***8***	*86*	*3*	*89*	*3*	*93*	*3*	***90***	*3*		
BP-R: Bromo-Phleetum	1,1	0,2	1,0	0,1	(0,04)	0,0	**1,1**	0,1			**1,4**	**10**	97	0	98	3	100	0	**98**	1		
JK1a	(0,4)	0,0											(95)	(4)								
JK1b-R	(0,4)	0,0											(93)	(5)								
JK2a-R	1,2	0,3					**1,2**	0,3			**1,5**	**12**	100	1					**100**	1		
JK2b-R	1,9	0,1					**1,9**	0,1			**2,7**	**24**	98	1					**98**	1		
Jurineo-Koelerietum	*1,6*	*0,1*					***1,6***	***0,2***			***2,1***	***18***	*99*	*1*					***99***	*1*		
ASKa	0,6	0,2					**0,6**	0,2			**0,8**	**3**	96	3					**96**	3		
ASKb-R	1,1	0,3					**1,1**	0,3			**1,3**	**3**	97	1					**97**	1		
ASKc	0,7	0,0					**0,7**	0,0			**0,9**	**2**	94	1					**94**	1		
Allio-Stipetum koelerietosum	*0,8*	*0,2*					***0,8***	***0,2***			***1,0***	***3***	*96*	*2*					***96***	*2*		
AS1	0,9	0,7					**0,9**	0,7			**1,1**	**2**	100	0					**100**	0		
AS2a	1,1	0,0					**1,1**	0,0			**1,3**	**3**	93	1					**93**	1		
AS2b-R	1,9	0,5					**1,9**	0,5			**2,6**	**9**	96	2					**96**	2		
AS3a	1,4	0,5					**1,4**	0,5			**1,6**		97	6					**97**	6		
AS3b-R	1,5	0,3					**1,5**	0,3			**1,7**	**4**	98	1					**98**	1		
Allio-Stipetum typicum	*1,4*	*0,4*					***1,4***	***0,4***			***1,6***	***5***	*97*	*2*					***97***	*2*		
	Min		Max		s(Jahr)		M				M	M	Min		Max		s(Jahr)		M			
PB-R (0-30 cm)	1,1		2,3		0,4		**1,6**				**6,0**	**8**	83		100		5		**97**			
PB-R (30-60 cm)	0,2		0,4		0,1		**0,3**				**1,3**	**6**	90		100		3		**99**			

Tabelle 11: Netto-Mineralisationsrate und Nitrifikationsgrad nach Literaturangaben. * = aus einer Abbildung abgelesen, ** = vor Beginn der Eutrophierung, *** = gewogener Mittelwert der Angaben für Teilhorizonte.

Objekt	Autor(en)	Tiefe (cm)	Dauer	Mineralisationsrate (kg N/ha ×w)	Nitrifikationsgrad (%)
Sp.-Corynephoretum typ.	Lache (1976)	0-5	30 w	0,4-0,7	
Sp.-Corynephoretum clad.	Lache (1976)	0-5	30 w	0,1-0,6	
Sp.-Corynephoretum clad.	Jeckel (1984)	0-15	33 w	0,7	74***
übrige Sandtrockenrasen	Jeckel (1984)	0-15	33 w	0,6-2,1	70-100***
Vordünen	Gerlach et al. (1994)	0-30	38 w	0,3-0,4*	72-90*
Gelbdünen	Gerlach et al. (1994)	0-30	38w	0,7-1,4(2,2)*	75-90*
Graudünen	Gerlach et al. (1994)	0-30	38 w	1,8-2,5*	55-85*
Braundünen	Gerlach et al. (1994)	0-30	38 w	0,8-1,1 (3,7)*	20-45*
Mesobromion	Gigon (1968)	0-20	1 a	0,4-0,6**	
Gentiano-Koelerietum	Dierschke (1974)	0-5	30 w	0,2	
Halbtrockenrasen	Schiefer (1981)	0-20	1 a	0,2-0,6	46
Xerobrometum	Leuschner (1989)	0-5(15)	31 w	0,6-1,2	> 80
Mesobrometum	Leuschner (1989)	0-15	31 w	0,4; 1,1	> 80
Arrhenatheretum	Dierschke (1974)	0-5	30 w	1,2; 1,4	
Arrhenatheretum	Vogel (1981)	0-30	33 w	(0,7)1,4-6,9	
Arrhenatheretum	Schiefer (1981)	0-20	1 a	1,1-2,3	67-76
Feuchtheide	Berendse et al. (1987)	0-30	1 a	1,9-2,5	

Tabelle 12: Extrahierbarer Phosphat-Phosphorgehalt und -vorrat. Abkürzungen siehe Seite 69.

	Phosphat-P-Gehalt (mg/kg)											Vorrat (kg/ha)
	PN1			PN2			PN3			**M**	mhS	
	n	M	hS	n	M	hS	n	M	hS			
SC1				3	9	1	3	12	5	**11**	3	**12**
SC2				3	20	3	3	21	4	**20**	3	**32**
Spergulo-Corynephoretum					*15*	*2*		*16*	*5*	***15***	*3*	***22***
BP-R: Bromo-Phleetum				3	5	1	3	7	1	**6**	1	**8**
JK1a	3	12	1	1	9					**10**	1	**17**
JK1b-R	3	13	2	1	9					**11**	2	**18**
JK2a-R	3	6	0	1	10					**8**	0	**10**
JK2b-R	3	6	1	1	9					**8**	1	**11**
Jurineo-Koelerietum		*9*	*1*		*9*					***9***	*1*	***14***
ASKa	3	16	5	1	9					**13**	5	**17**
ASKb-R	3	15	4	1	13					**14**	4	**17**
ASKc	2	11	0	1	6					**8**	0	**8**
Allio-Stipetum koelerietosum		*14*	*3*		*9*					***12***	*3*	***14***
AS1	3	10	1	1	7					**8**	1	**10**
AS2a	3	11	1	1	9					**10**	1	**12**
AS2b-R	3	60	3	1	62					**61**	3	**82**
AS3a	3	12	1	1	13					**12**	1	**14**
AS3b-R	3	13	0	1	10					**11**	0	**12**
Allio-Stipetum typicum		*21*	*1*		*20*					***21***	*1*	***26***
	n	Min	hS	n	Max	hS		s(Jahr)		**M**	mhS	
PB-R (0-30 cm)	2	5	0	2	23	4		5		**9**	1	**36**
PB-R (30-60 cm)	2	4	0	2	20	3		5		**8**	1	**32**

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Botanik und Naturschutz in Hessen

Jahr/Year: 1998

Band/Volume: 10

Autor(en)/Author(s): Storm Christian, Hegert Ilse, Kappes Jürgen, Vormwald Barbara

Artikel/Article: Nährstoffökologische Untersuchungen im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet (teilweise ruderalisierten) Sandpionierfluren und -rasen 41-85