

NORDDEUTSCHE NATURSCHUTZAKADEMIE

NNA

Berichte

2. Jahrgang / Heft 1, 1989



Eutrophierung –
das gravierendste Problem im
Naturschutz?



NORDDEUTSCHE NATURSCHUTZAKADEMIE

NNA

Berichte

2. Jahrgang/Heft 1, 1989

**Eutrophierung – das gravierendste
Problem im Naturschutz?**

Expertengespräch an der NNA

November 1988

NNA-Berichte – 2/1, 1989 –

Herausgeber:
Norddeutsche Naturschutzakademie
Hof Möhr
3043 Schneverdingen
Telefon: 051 99/318 + 319



NNABer.	2. Jg.	H. 1	70 S.	Schneverdingen 1989	ISSN: 0935-1450
Eutrophierung – das gravierendste Problem im Naturschutz?					

Herausgeber: Dr. H. Ellenberg, Dr. A. Rüger, Dr. G. Vauk

Bezug:
Norddeutsche Naturschutzakademie,
Hof Möhr, D-3043 Schneverdingen,
Telefon: 051 99/318 und 319

2. Auflage (1990), 1201.–2200.

Heftpreis: 9,– DM zuzüglich Versandpauschale

Für die einzelnen Beiträge zeichnen die jeweiligen Autorinnen und Autoren verantwortlich.

Nachdruck, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung des Herausgebers.

Schriftleitung dieses Heftes:
Dr. Erika Vauk-Hentzelt
Norddeutsche Naturschutzakademie

Titelfoto: Die Karthäusernelke (*Dianthus carthusianorum*) ist eine Charakterart der Mesobrometen im Gebiet, eine Düngung verträgt sie nicht. Hier saugt der Ockergelbe Braundickkopffalter (*Thymelicus sylvestris*) an ihrer Blüte (s. S. 46–58).
(Foto: A. Kratochwil)

Inhalt

Eutrophierung – das gravierendste Problem im Naturschutz?

Situation

H. Ellenberg: Zur Einführung	4
H. Ellenberg: Ein Dutzend illustrierte Informationen	8
T. Höpner: Eutrophierung der Nordsee und des Wattenmeeres	14
Ch. Krambeck: Wirkung diffuser Stoffeinträge auf limnische Lebensgemeinschaften	21
K. Dierßen: Eutrophierungsbedingte Veränderungen der Vegetationszusammensetzung (Fallstudien aus Schleswig-Holstein)	27
B. Ruthsatz: Anthropogen verursachte Eutrophierung bedroht die schutzwürdigen Lebensgemeinschaften und ihre Biotope in der Agrarlandschaft unserer Mittelgebirge	30
F. H. Meyer: Eutrophierung und Mykorrhizen	35
J. G. M. Roelofs / A. W. Boxman / H. F. G. van Dijk: Effects of airborne ammonium on natural vegetation and forests	38

Folgen für den Naturschutz

J. Blab: Die Roten Listen werden länger – warum?	42
A. Kratochwil: Biozönotische Umschichtungen im Grünland durch Düngung	46
G. Vauk / J. Prüter / E. Hartwig: Die aktuelle Bestandszunahme der Seevögel – Ausdruck verbesserter Lebensbedingungen in der Deutschen Bucht?	58
A. Rüger: Welche Strategien kann die Naturschutzverwaltung auf Landesebene verfolgen?	62
G. Büttner: Zum chemischen Bodenzustand von Waldökosystemen	65
Ch. Leuschner: »Eutrophierung« durch Erhöhung der Lufttemperatur und atmosphärische CO ₂ -Konzentration	66

Stellungnahmen zum Thema	67
--------------------------	----

Eutrophierung – das gravierendste Problem im Naturschutz?

Zur Einführung

Von Hermann Ellenberg¹

Das Treffen, dessen Ergebnis der vorliegende Band ist, wurde von uns aus der Einsicht heraus organisiert, daß zu den vielfältigen, lange bekannten Einflußgrößen, die ein Überleben empfindlicher, gefährdeter Arten beeinträchtigen, zumindest ein »neuer«, bisher wenig beachteter, aber flächendeckend wirksamer Faktor erkannt, verstanden und gesteuert werden muß. Wir haben ihn *Eutrophierung* genannt; Vorschläge für eine treffendere Bezeichnung sind willkommen. Möglicherweise trifft »*Hypertrophierung*« den Sachverhalt in ähnlicher Weise – aber vorerst sollte eine Dramatisierung durch die Wortwahl vermieden werden.

Eutrophierung heißt Nährstoffanreicherung. Es handelt sich somit um einen Prozeß, einen zeitlichen Trend. Er findet in Ökosystemen statt. Diese sind gekennzeichnet durch einen jeweils charakteristischen Stoff- und Energie-Haushalt. Trotz jahreszeitlicher Schwankungen und gelegentlicher unregelmäßiger bis katastrophaler Einflüsse zeichnen sich Ökosysteme mit ihren Populationen von Organismen, die die Stoffe umsetzen und die Energie verbrauchen, durch eine gewisse, im Ökosystem selbst regulierte Dauerhaftigkeit aus. Kontinuierliche Stoff-Zufuhr ebenso wie längerfristig gestauter Abtransport von Stoffen müssen deshalb zu Sukzessionen führen, zu in typischer Weise einander ablösenden Folgen von Populationen unterschiedlicher Arten bzw. von Lebensgemeinschaften am selben Ort. Ehemals gewöhnliche Arten werden selten oder verschwinden, bisher nicht vorhandene oder verborgene lebende treten neu auf oder schieben sich in den Vordergrund. Dies sind im Prinzip natürliche Vorgänge – genau das, was Naturschutz schützen und erhalten sollte. Eutrophierung führt jedoch in den meisten Fällen zur Verdrängung von Arten, die der zunehmenden Konkurrenz nicht mehr gewachsen sind, zur Vereinheitlichung der Lebensbedingungen und damit zum beklagten Artenschwund.

Eutrophierung hat viele Facetten, die meisten werden im vorliegenden Band angesprochen: aktive Düngung gehört offensichtlich dazu, aber auch die Aufgabe früherer Übernutzung führt heute zur stetigen Anreicherung von Nährstoffen auf Flächen, wo früher z. B. Nieder- und Mittelwälder genutzt, Waldstreu gereicht, Hudeweiden bestoßen, Heide geplaggt, Seg-

gen- und Pfeifengraswiesen gemäht wurden. Entwässerung stößt interne Stoffkreisläufe an, wenn über Jahrzehnte angesammelte pflanzliche Stoffe – Streu, Humus, Torf – durch vermehrten Luftzutritt besser mineralisiert werden können. Gülle-Entsorgung verschärft die Düngungsproblematik. All diese eutrophierenden Vorgänge sind im Prinzip »ortsgebunden«, betreffen nur oder überwiegend diejenigen Flächen, auf denen sie »angestoßen« wurden. Insofern war eine Naturschutzstrategie, die Flächen sichert und Ausbreitungsbewegungen von Organismen ermöglicht – Flächen vernetzt –, bisher erfolgversprechend.

Erst in jüngster Zeit wird ein weiterer eutrophierender Faktor als relevant erkannt: die Eutrophierung aus der Luft als Immission und Deposition, namentlich von Stickstoffverbindungen. Bei Verbrennung organischer Materials wird nicht nur Energie frei. Es entstehen auch Kohlendioxid (CO₂) und Wasser (H₂O), aber auch Schwefeldioxid (SO₂), nitrose Gase (NO_x) und weitere Stoffe. Unsere Wirtschaftsweise baut auf der Verbrennung fossilen organischen Materials auf: Kohle, Erdöl, Erdgas. Seit etwa 150 Jahren stieg die Menge an pro Flächen- und Zeiteinheit verbranntem Material exponentiell an. Damit veränderte sich das »chemische Klima« (HÄBERLE und HERRMANN 1984). Diese Emissionen müssen sich irgendwann und irgendwo wieder am Erdboden bzw. der Pflanzendecke oder auf dem Wasser als Immission niederschlagen, sofern sie nicht in der Atmosphäre bleiben. – Die CO₂-Anreicherung in der Atmosphäre trägt wesentlich zum »Treibhauseffekt«, dem globalen Erwärmungstrend, bei. Unter den Feldfrüchten hat namentlich Raps einen hohen Schwefelbedarf, der stellenweise auf dem Immissionswege wegen der in jüngster Zeit durch »Filter« gedrosselten Emissionsraten nicht mehr gedeckt werden kann. Stickstoff jedoch ist in den meisten Ökosystemen seit langem »der« typische Mangel-Nährstoff. Stickstoffhaltige Immissionen werden von der Pflanzendecke assimiliert – direkt gasförmig, durch die geöffneten Stomata der Blätter, als feuchte Deposition im Wurzelraum, als gelöste Substanz nach Niederschlägen, die die trockene Deposition »abwaschen«. HÄBERLE und HERRMANN kalkulieren auf der Basis von Verbrennungsraten eine Emissionsdichte für Stickstoff in der Bundesrepublik Deutschland im Jahre 1983 von knapp 40 kg N pro Jahr und Hektar. – Etwa genau so viel Stickstoff wurde Ende der Dreißiger und Anfang der Fünfziger Jahre im Mittel pro Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche als aktive Stickstoffdüngung aufgewendet.

Die Stickstoffdüngung aus der Luft auf dem Immissionswege betrifft im Prinzip jeden Quadratmeter Fläche. Niederschlagsmenge und Luv-Lee-Effekte, die jahreszeitliche Verteilung der Niederschläge und ihre Form (Regen, Schnee, Reif, Nebel), Windgeschwindigkeit, Höhenlage, Rauigkeit der Pflanzendecke und die Lebensintensität der Pflanzen beeinflussen die Depositionsraten der Immissionen wesentlich. An Luv-exponierten Fichtenwaldrändern kann die Depositionsrate (kg N/ha pro Jahr) fünf- bis achtmal höher sein als im Freiland-Niederschlag (GRENNFELT und HASSELROT 1987). Auch voll entwickelte Bestände an Kräutern und Gräsern »konzentrieren« die Depositionsraten bis zum Fünffachen der »bulk precipitation« im Freiland auf sich. HEIL und Mitarbeiter (1984 bis 1988) haben zu diesem Thema umfangreiche Messungen unternommen. Sie belegen straffe Korrelationen zwischen dem Blattflächenindex² und der Erhöhung der Gesamtdositionsraten gegenüber dem Freilandniederschlag. Insbesondere für die Vergrasung der Kalk-Magerrasen im Limburger Land mit *Brachypodium pinnatum* und für die Vergrasung der *Calluna*-Heiden mit *Deschampsia flexuosa* machen sie den in den Niederlanden besonders großen Stickstoffeintrag aus der Luft verantwortlich (BOBBINK et al. 1988; BOBBINK 1987).

An dieser Stelle muß die zweite Stoffklasse angesprochen werden, in der Stickstoff als reaktionsfähige Verbindung in der Luft auftritt: Ammoniak (NH₃) oder – in Kombination mit verschiedenen Anionen – Ammonium (NH₄⁺). Namentlich mit dem aus Verbrennungen aller Art stammenden SO₂ in der Luft reagiert NH₃ in Anwesenheit von Wasser rasch zu (NH₄)₂SO₄, dem leicht löslichen und besonders düngewirksamen Ammonsulfat. Im Gegensatz zu NH₃, das in der Regel überwiegend im Bereich von wenigen hundert Metern bis einigen Kilometern von der Emissionsquelle wieder deponiert wird, kann Stickstoff als NH₄⁺-Verbindung über weite Strecken transportiert werden und damit zu »Fernimmissionen« beitragen. Ammoniak und seine Folgeprodukte stammen nur zu kleinen Teilen aus industriellen Prozessen. Mehr als 90 % des NH₃ im nordwestlichen Mitteleuropa kommen aus der intensiven Viehhaltung und der damit verbundenen Gülle-Wirtschaft. Bei kühl-feuchtem Wetter bleibt der größte Teil des mit der Gülle ausgebrachten Ammoniaks im Bodenwasser gelöst. Trocken-warme Witterung und Luftbewegung fördern ein Verdunsten des NH₃. Massive Stickstoff-Transporte auf dem Luftwege in »andere« Pflanzenbestände sind die Folge und damit Düngung, Nährstoff-Ungleichgewichte, Versauer-

¹ Mit Dank für hilfreiche Diskussion an F. ALLMER, K. DIERSSEN, A. RÜGER, F. L. TWENHÖVEN, G. VAUK.

² Blattflächen-Index (LAI = leaf area index), die kumulierte Blatt- und Stengeloberfläche aller Pflanzen bezogen auf die zugehörige Bodenoberfläche, auf der der untersuchte Pflanzenbestand wurzelt.

zung (vgl. ROELOFS in diesem Band). – Es »stinkt nach Holland« nicht nur in den Niederlanden, sondern in großen Teilen Nordwestdeutschlands und in manchen südlicher liegenden Gebieten, z. B. Allgäu, Sempach und Umgebung (Schweiz).

Ammoniak- und Ammonium-Immissionen tragen maßgeblich zu einem vor allem in Nordwestdeutschland verbreiteten Typ des Waldsterbens bei Fichten (und Douglasien) bei (FORSCHUNGSBEIRAT WALDSCHÄDEN/LUFTVERUNREINIGUNGEN 1986). Gemessene N-Depositionsraten in der Kronentraufe von Fichten überschreiten heute zumindest stellenweise in Niedersachsen 70 kg N/ha pro Jahr. In den Niederlanden gibt es große Gebiete mit mehr als 100 kg N/ha pro Jahr als Deposition aus der Luft (ASMAN und DIEDEREN 1987). Stickstoff ist der einzige Nährstoff, dessen Konzentration nach Messungen in Fichtennadeln seit Jahren zunimmt. Gleichzeitig sinken die Gehalte an Kalium, Magnesium, Calcium und anderen lebenswichtigen Mineralien. Dieser Trend gilt zumindest für Niedersachsen im Prinzip generell (REEMTSMA 1988). Kompensationsdüngungen im Wald werden für notwendig gehalten wegen der durch Stickstoffeinträge verursachten Nährstoffungleichgewichte. Sie lindern lediglich Symptome, verursachen neue Probleme, und die Ursache der Waldschäden wirken kaum gehindert weiter. Verschwendung auf der einen Seite führt zu Schäden und Kosten auf der anderen – von den geschützten Biotopen und gefährdeten Pflanzen- und Tierarten, die betroffen sind, muß nun die Rede sein.

Naturschutz – im Sinne von Arten- und Biotopschutz – kümmert sich um die Erhaltung der Vollständigkeit von Floren bzw. Faunen. Eine Flora oder eine Fauna ist die Gesamtheit der gleichzeitig in einem bestimmten Gebiet vorkommenden und sich dort reproduzierenden Pflanzen- und Tierarten. Organismen konkurrieren als Individuen – bei Tieren oft auch im Familienverband –, um Stoffe und Energien zum Leben: zum Überleben als Individuen, zum Erwirtschaften von Überschüssen, mit denen seinerseits reproduktionsfähiger Nachwuchs aufgezogen werden kann.

Mehr und ohne Schwierigkeit verfügbare (Nähr-)Stoffe müßten insofern für Organismen das Leben leichter machen?! Anscheinend wirkt dieser Effekt, z. B. bei der Zunahme von Seevogelpopulationen, mit (vergl. Beitrag G. VAUK in diesem Band). Vermutlich war er beteiligt bei der Entwicklung der Seehundpopulationen in der Nordsee bis zu ihrer katastrophalen Krankheit 1988, bei der Zunahme der Schwärme an überwinterten Gänsen in Mitteleuropa³, bei der Schalenwild-»Explosion« in deutschen Wäldern (ELLENBERG 1986).

Wir Menschen haben – besonders intensiv in den letzten zwei, drei Jahrzehnten – vor allem in Mitteleuropa den Wohlstand aufgebaut und genießen ihn. Weltweiter Handel und intensive Landbewirtschaftung schaffen heute fast für jedermann einen Lebensstil, der nach Mobilität, Ernährungsgewohnheiten und vielen anderen

Kriterien früher nur besonderen Eliten möglich war. Es fällt uns als Gesellschaft schwer, einzusehen und danach zu handeln, daß Lebensqualität nicht nur von Energieaufwand und Stoffumsatz bestimmt wird, daß »weniger« »nachhaltiger« bedeuten könnte, daß unser Vorbild – von allen nachgeahmt – die natürlichen Regelkreise unseres Erdballes überfordert: globale Probleme sind in bezug auf CO₂, Ozon, Meeresverschmutzung »greifbar«. – In diesem Rahmen wirkt das Thema unseres Symposiums an der Norddeutschen Naturschutzakademie fast nebensächlich. Eutrophierung ist – noch? – ein regionales Problem. Es müßte durch Zusammenarbeit zwischen wenigen Nationen gesteuert werden können. Die Schwierigkeiten, die der Artenschutz in Mitteleuropa mit Eutrophierung hat, kann man auch als Bio-Indikation für eine sozioökologische Krisensituation interpretieren (ELLENBERG 1983, 1985, 1987).

Im Laufe der letzten etwa 15 Jahre hat der amtliche Naturschutz in der Bundesrepublik Deutschland in Zusammenarbeit mit vielen ehrenamtlichen Artenkennern sogenannte »Rote Listen« erstellt. Sie benennen diejenigen Pflanzen- und Tierarten, die – nach bestmöglichem Kenntnisstand – innerhalb der räumlichen (politischen) Zuständigkeitsgrenzen als in ihrem Bestand gefährdet zu gelten haben. Von Natur aus seltene und vor allem in jüngster Zeit selten gewordene und aktuell in ihrem Bestand abnehmende Arten wurden hier aufgeführt. Es hat sich gezeigt (ELLENBERG 1983–1988 und im Anschluß an diese Einführung), daß etwa drei Viertel aller derjenigen Pflanzenarten, die in Deutschland als gefährdet gelten müssen, nur konkurrenzfähig sind auf Standorten mit Nährstoff-, namentlich Stickstoffmangel. Als »lichtbedürftige Hungerkünstler« fristen sie hier ein mehr oder minder kümmerliches Leben, weil sie von anderen, rascher und höher wachsenden, aber nährstoffbedürftigeren Pflanzen nicht überwuchert und damit ausgedunkelt werden können.

Solche niedrig und lückig bewachsenen Standorte sind durch ein typisches Kleinklima und oft auch durch einen stark schwankenden Wasserhaushalt gekennzeichnet: Die wenig gehindert bis auf die Bodenoberfläche dringende Strahlung kann tagsüber zu starker Erwärmung führen. Hierdurch trocknet die oberflächennahe Bodenschicht aus. Nachts strahlt dagegen Wärme ungehindert ab, und die Abkühlung kann zur Kondensation von Feuchtigkeit führen. Eine lückige Pflanzendecke schafft unterschiedlichste kleinklimatische Bedingungen im Dezimeter-Bereich. Je dichter eine Pflanzendecke die Bodenoberfläche abschirmt, desto stärker werden die skizzierten klimatischen Extreme gedämpft: das Kleinklima wandelt sich von kontinentaler zu atlantischer Tönung. Lückigkeit des Bodenbewuchses und lokales Klima haben starken Einfluß auf die Lebensmöglichkeiten von kleinen und größeren Tieren. – Ausreichende oder bessere Nährstoffversorgung stimuliert je-

doch frühes, rasches, hohes und breit ausladendes Pflanzenwachstum. Damit werden Habitatstruktur, Wärme- und Wasserhaushalt eines Biotops entscheidend verändert – mit Folgen für viele weitere Ökofaktoren. Dieser kleinklimatische Effekt der Eutrophierung wirkt am stärksten im späten Frühling und Frühsommer, wenn die Pflanzendecke am üppigsten entwickelt ist. Die genau in dieser Zeit überwiegend stattfindende Fortpflanzung der Tiere mit ihren empfindlichen Jugendstadien vervielfacht die angesprochenen Wirkungen.

Die Verbesserung der Nährstoffversorgung landwirtschaftlich genutzter Flächen – Acker und Grünland – seit etwa dem Jahre 1950 war von uns als Gesellschaft so gewollt. Sie ist unbestritten (KÖSTER et al. 1988). Sie führte – namentlich in den norddeutschen Ländern – zu jährlichen Überschüssen (bei Stickstoff als Mittel für die Bundesrepublik etwa 100 kg N), die die Landwirtschaftskammer Hannover jüngst zur Empfehlung veranlaßten, diese akkumulierten Vorräte bei der Düngung stärker zu berücksichtigen.

Zusätzlich zur Umwidmung von Flächen für Bebauung aller Art hat vor allem diese Intensivierung der Landnutzung vielen wildlebenden Arten, Pflanzen und Tieren die Lebensgrundlagen entzogen. Aus der Sicht von Artenkennern ist insofern die Formulierung von »Landwirtschaftsklauseln« im Naturschutzgesetz⁴ Zeugnis von Ignoranz oder Problemverdrängung. Der sogenannte landwirtschaftliche Sektor »wuchs« seit Jahrzehnten mit einer Produktivitätssteigerungsrate von etwa zwei Prozent pro Jahr – rascher als unser einschlägiges Konsumverhalten. Der Wachstumstrend scheint – trotz Extensivierungsmaßnahmen und trotz Flächenstilllegung – weiterhin ungebrochen. Überschußprobleme überfordern seit Jahren den Finanzhaushalt der Europäischen Gemeinschaft. Sie drücken auch auf die Grundwasser- und die Bodenqualität. Nitratbelastung des Grundwassers, Bodenverdichtung und Bodenerosion sind verbreitete und ernstgenommene Erscheinungen.

Der Naturschutz hat deshalb seit Jahrzehnten gefordert, daß ausreichend Flächen aus der wirtschaftsbestimmten Nutzung genommen und als »Biotope« zur Erhaltung der als gefährdet erkannten Pflanzen- und Tierarten unserer Heimat zur Verfügung gestellt werden. Zehn bis zwanzig Prozent der Gesamtfläche in möglichst reicher räumlicher »Vernetzung« werden für erforderlich gehalten zur Sicherung der Existenz unserer Flora und Fauna. Diese Vorstellung trifft sich heute mit der Notwendigkeit, im europäischen Rahmen landwirtschaftliche Produktivität zu drosseln, um unverkäufliche Überschüsse und damit Lagerhaltungskosten zu mindern.

³ Vergl. »International Symposium on Wintering Palaearctic Geese«, Kleve, Febr. 1989. Organisation: WWF Deutschland, IWRB, LÖLF-NRW.

⁴ ... Ordnungsgemäße Landwirtschaft dient ... den Zielen dieses (Naturschutz-)Gesetzes.

Auch hier sind ähnliche Prozentsätze im Gespräch: zehn bis zwanzig Prozent.

Die Diskussion darüber, ob die notwendigen Einsparungen durch ein Zurückfahren der Nutzungsintensität möglichst gleichmäßig auf der gesamten Fläche erreicht werden sollen – oder ob die wirtschaftlichen Ziele besser erreichbar sind, wenn räumlich und sachlich Schwerpunkte gesetzt, d. h. Teilflächen aus der Nutzung genommen werden, ist weiter aktuell (z. B. HAMPICKE 1979, 1988).

Die Naturschutzseite trat in dieser Diskussion noch nicht mit überzeugenden und allseits akzeptierten Konzepten auf. Sie muß zu gemeinsamen Zielen finden. Was wird gewünscht? – Möglichst naturnahe Verhältnisse? Möglichst diverse Lebensgemeinschaften? Förderung bestimmter seltener Arten? Welche, wo, mit welcher Priorität? Muß man die Verdrängung der »lichtbedürftigen Hungerkünstler« unter den Pflanzen und der von ihnen strukturell geprägten Biotop als Verlust betrachten? In welchem Verhältnis stehen funktionale und strukturelle Parameter in Ökosystemen? Läßt sich Ökosystemschutz – als folgerichtige Weiterentwicklung von Arten- und Biotopschutz – im sozioökonomischen Umfeld politisch verankern? Angesichts der wissenschaftlichen, technischen und ökonomischen Möglichkeiten: wieviel Selbstbeschränkung will und kann sich unsere Gesellschaft auferlegen? Eventuell: auf was muß sie verzichten zum Wohl kommender Generationen?

Die Ziel-Diskussion zum Stichwort Naturschutz haben wir bei unserem Treffen zum Stichwort Eutrophierung ausklammern müssen. Eine solche Ziel-Diskussion ist überfällig, wenn man sich und »die Dinge« nicht treiben lassen will. Sie sollte zum Thema weiterer Symposien werden.

Wir haben erkannt, daß als gemeinsames, steuerndes Phänomen für die Abnahme und das Verschwinden von gut drei Vierteln der für gefährdet gehaltenen Pflanzenarten – und der von ihnen nahrungsökologisch und habitatstrukturell abhängigen Tiere – die flächendeckende Eutrophierung benannt werden muß. Dasselbe Phänomen steuert wesentlich mit bei der gleichzeitigen Zunahme einer Reihe von Tier- und Pflanzenpopulationen. Selbst durch »Waldsterben« geschädigte Bäume wachsen heute oft besser, als für den jeweiligen Standort aufgrund der »Ertragstafeln« zu erwarten wäre. Stickstoffeinträge aus der Luft sind an dieser allgemeinen Eutrophierung maßgeblich beteiligt. Ihre Bedeutung ist am größten in den nicht alljährlich abgeernteten Ökosystemen: Wälder, Heiden, Moore, Dünen, Brachen, Hecken und Randstreifen, Kleingewässer, Schutzgebiete aller Art. Hier akkumulieren die eingetragenen Nährstoffe im Laufe der Jahre in Biomasse, Streu und Humus. Irgendwann in nicht allzu ferner Zeit werden diese angesammelten Vorräte wieder mineralisiert. Spätestens dann wird der Eutrophierungsschub unaufhaltsam.

Viele Ziele des Artenschutzes werden auf diese Weise unerreichbar und mehr oder

weniger schleichend überrollt. Flächensicherung und Flächenvernetzung bleiben zwar notwendig, weil ohne sie keine Biotop für nicht wirtschaftsbestimmte Nutzung zur Verfügung stehen. Sie reichen als Strategie aber nicht mehr aus. Nur wenn die ungewollte, ungesteuerte, verschwenderische Eutrophierung am Erdboden und aus der Luft unterbunden werden kann, haben Arten- und Biotopschutz in Deutschland mittelfristig eine Chance.

Aus dieser Sicht muß sich der Naturschutz über den täglichen lokalen »Kleinkrieg« erheben und auf höherem politischen Parkett Strategien finden, mit denen die ungesteuerte Eutrophierung gebremst werden kann. RÜGER hat in diesem Band einige Möglichkeiten skizziert.

Naturschutz muß darauf achten, daß – schutzzielkonform – keine zusätzlichen Stoffe und Energien importiert oder exportiert werden. Von heute auf morgen ist dies in Mitteleuropa aus sozioökonomischen Gründen unmöglich. Aus globaler Sicht wird solches Handeln bereits bei mittelfristiger Perspektive vermutlich nötig als Maxime für menschlichen Umgang mit Natur, die man nachhaltig nutzen möchte. Darum sollten wir *heute* entsprechende Handlungsweisen erarbeiten und einüben – in der Hoffnung, noch rechtzeitig gegensteuern zu können.

Bis auf weiteres dürfen wir auch aktiven Artenschutz nicht vernachlässigen. Er sichert die unter den gegebenen Rahmenbedingungen derzeit mögliche Artenvielfalt. Er versucht, sie hinüberzuretten in hoffentlich günstigere Zeiten. – Bereits für die mittelfristige Perspektive muß »Naturschutz« einerseits seine ökologischen Grundlagen besser kennenlernen, sonst verpufft er in Aktionismus – von der Kiesgrubeneuphorie bis zu den Flächenvernetzungsstrategien der Ministerien. Andererseits muß Naturschutz aus seiner »Rücken-zur-Wand-Position« befreit, d. h. politisch höher eingestuft werden.

Naturschutz ist gesetzlich auch zur Erhaltung und Entwicklung der Lebensgrundlagen des Menschen verpflichtet (§ 1, BNatSchG). Leistungs- und Nutzungsfähigkeit, wenn sie nachhaltig sein sollen, setzen Gesundheit voraus, d. h. keine stofflichen und energetischen Überlastungen. Voraussichtlich benötigen wir – in Analogie zur »Landwirtschaftsklausel« – die Einführung einer »Naturschutzklausel« für alle Gesetze, die die Nutzung von Grund und Boden regeln. Sie könnte wie folgt lauten:

Naturschutz und Landschaftspflege in der Kultur- und Erholungslandschaft dienen in der Regel den Zielen einer nachhaltigen Land- und Forstwirtschaft. Ihnen kommt für die Erhaltung der Leistungs- und Nutzungsfähigkeit von Natur und Landschaft zentrale Bedeutung zu.

»Aktiver Naturschutz« mit Hacke und Schaufel wird dagegen in seinem Extrem und auf Dauer zum Deckmantel und Helfershelfer der Naturzerstörung – sofern nährstoffarme Verhältnisse nur noch mittels Abgrabung, Deponie, beschleunigter Erosion herzustellen sind.

Eutrophierung betrifft uns als Individuen und Gesellschaft jedoch nicht nur in bezug auf Naturschutz durch die Verdrängung vieler Arten und die Monotonisierung von Biotopen. Betroffen sind u. a. der Tourismus, sofern Vielfalt gesucht oder Küsten und Binnengewässer zum Baden genutzt werden. Bei der Zersetzung von Gebäudeoberflächen und Kunstwerken wirken eutrophierende Stoffdepositionen, die Mikroorganismen Lebensmöglichkeiten bieten, maßgeblich mit. Waldschäden wurden im Zusammenhang mit Eutrophierung schon erwähnt. Die Trinkwasserversorgung ist bereits an vielen Stellen durch Nitrat beeinträchtigt. Die schleichende Front überlasteten Grundwassers schreitet unaufhaltsam voran. Durch hohe Stickstoffgaben rasch und »dünnhäutig« wachsende Pflanzen sind besonders gefährdet durch Schadpilze, Insekten usw. Hierdurch werden vermehrte Pestizideinsätze »erforderlich«. Die Aufzählung läßt sich verlängern.

Auf den folgenden Seiten werden als »ein Dutzend illustrierte Informationen« Ausmaß, Entwicklung und Folgen der Eutrophierung, namentlich bezüglich Stickstoffeinträgen aus der Luft, skizziert und zusammengefaßt. Die weiteren Beiträge sind unter zwei Überschriften geordnet: 1. »Zur Situation« und 2. »Folgen für den Naturschutz«. Die Situationsbeschreibung bezieht sich auf küstennahe marine Verhältnisse und auf limnische Ökosysteme; im terrestrischen Bereich werden »offene«, nicht bewaldete Verhältnisse und forstliche an Beispielen behandelt. Ein niederländischer Kollege schließt die Situationsbeschreibung mit einer Zusammenfassung seiner vielfältigen Arbeiten zum Thema in einem Land, in dem Eutrophierung aus der Luft – vor allem durch NH_x – eine noch größere Rolle spielt als in Norddeutschland. »Probleme des Naturschutzes« skizzieren anschließend mehrere Zoologen aus ihrem jeweils persönlichen Erfahrungsschatz: der Arbeit an »Roten Listen«, der Biozönose ausgewählter Insektengruppen in Grasland-Ökosystemen, der Populationsentwicklung vieler an den Meeresküsten brütender Vogelarten. Aus der Sicht eines Biologen, der an einem Naturschutz-Ministerium auf Landesebene arbeitet, werden Handlungsmöglichkeiten aufgezeigt und diskutiert. Eine Sammlung von Kommentaren und Meinungsäußerungen aus bewußt unterschiedlich ausgewählten Gesichtswinkeln schließt sich an.

Eutrophierung – das gravierendste Problem im Naturschutz? Als Gestalter der Tagung setzte ich mit Bedacht ein Fragezeichen. Aus meiner persönlichen Sicht ist Naturschutz, wenn gefährdete Arten erhalten und in ihren Biotopen gefördert werden sollen, angesichts der unkontrollierten Eutrophierung in Mitteleuropa mit nahezu unüberwindlichen Problemen konfrontiert. Er ist weitgehend zur Erfolglosigkeit verurteilt, wenn die nährstoffwirksamen Immissionen nicht erheblich gedrosselt werden können. Ein internationales

Symposium in Skokloster/Schweden im März 1988 (NILSSON und GRENNFELT 1988) erarbeitete Grenzwerte: »Critical loads for Sulphur and Nitrogen«. Die Versauerung durch Schwefel und andere Stoffdepositionen wurde als mittel- und langfristige Sorgen bereitendes Phänomen beschrieben. Früher als Versauerung wirkt Eutrophierung durch Stickstoffeintrag – wie oben beschrieben. Sie trägt ihrerseits zur weiteren Versauerung bei. »Critical loads« für Stickstoff, d. h. Stoffeintragsraten (kg N/ha pro Jahr), die unaufhaltsam zu einer Veränderung der betroffenen Ökosysteme führen, wurden auf der Grundlage der bestmöglichen verfügbaren Kenntnisse wie folgt benannt:

reiche Laubwälder	15–20
Nadelwälder	10–15
Litorelletea (als Beispiel für ein besonders empfindliches System)	3– 7

Durch intensives Management lassen sich Eintragsraten von 20 bis maximal 40 kg N/ha pro Jahr (Abplaggen von Heide) mittels Erntemaßnahmen vor allem des frischen, jungen Aufwuchses teilweise kompensieren. Solche Ernteverfahren sind nicht überall möglich, ohne die Schutzziele zu stören (KAPFER 1987, 1988). In Mitteleuropa, namentlich seinem nordwestlichen Teil, sind Stickstoffdepositionsraten seit Jahren in der Regel höher – oft um ein Mehrfaches – als 15 kg N/ha pro Jahr.

In unseren Diskussionen auf Hof Möhr der Norddeutschen Naturschutzakademie fand die These »Eutrophierung – das gravierendste Problem im Naturschutz« weit überwiegend Zustimmung. Andere Problemfelder werden nicht verkannt. Einige Teilnehmer setzten auch hier und da andere Themen stärker in den Vordergrund, z. B. Phosphor bzw. Kali als kritische Nährstoffe auf nassen Böden (KAPFER), Phosphor als hauptsächlich eutrophierendes Agens im Süßwasser (KRAMBECK). – »Eines der gravierendsten Probleme!« blieb als Formulierung unangefochten. Ein bisher zu wenig beachtetes Problem ist die Eutrophierung auf dem Luftwege allemal.

Lassen wir also das Fragezeichen im Titel unserer Tagung stehen. Neue Probleme kommen auf uns zu: Erwärmung globalen Ausmaßes, verstärkte Ultraviolettstrahlung, heftigere und häufigere Klimaanomalien als gewohnt, und manches andere. Es wird unausweichlich, daß sich Naturschutz vom engen Schutzgebietsdenken löst und sich als kenntnisreicher Partner der Gesellschaft zur Verfügung stellt: Veränderungen in unserer belebten Umwelt müssen erkannt, verstanden, für die Gesellschaft interpretiert und falls irgend möglich gesteuert werden. Naturschutz und Bioindikation sind kein Selbstzweck. Sie sind Voraussetzung für verantwortlichen Umgang mit unseren Lebensgrundlagen.

Ich danke Gottfried Vauk und der Norddeutschen Naturschutzakademie für die Möglichkeit, unser Treffen auf Hof Möhr durchzuführen, und für die Bereitstellung der notwendigen Reisekosten für die Teilnehmer. Arnd Rüger sei gedankt für die

seit Jahren vertrauensvollen Diskussionen zum Thema Naturschutz und für die Anregung zu unserer Tagung. Er fand auch die, wie ich meine treffende, Formulierung des Titels. Ich habe mich gefreut, daß die Kollegen und Freunde der Einladung nach Hof Möhr so gern gefolgt sind, und danke für die Zeit und Mühe, die sie auf die Tagung und für die Manuskripte verwendeten. Erika Vauk hatte die meiste Arbeit mit der redaktionellen Bearbeitung des vorliegenden Bandes; auch dafür sei herzlich gedankt. Möge unser Tagungsergebnis in viele an Natur und Leben interessierte Herzen und Köpfe Bewegung bringen.

Literatur

- ASMAN, W. A. H.; DIEDEREN, H. S. M. A. (Eds.) 1987: Ammonia and Acidification. – Proceedings: Symposium of the European Association for the Science of Air Pollution (EURASAP) held at the National Institute of Public Health and Environmental Hygiene (RIVM), Bilthoven, NL, 13.–15. April 1987. 327 pp. – Available: Asman, RIVM.
- BACH, M., 1987: Regional differenzierende Abschätzung der potentiellen Nitratbelastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. – Dissertation Göttingen.
- BLUME, H. P.; LAMP, J.; SCHIMMING, C. G.; WIESE, D.; ZINGK, M., 1985: Bodenbelastung aus der Luft? – Schriftenreihe der Agrarwiss. Fakultät, Universität Kiel, Heft 67.
- BOBBINK, R., 1987: Increasing Dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in Chalk Grasslands: A Threat to Species-rich Ecosystems. – *Biological Conservation* 40, 301–314.
- BOBBINK, R.; WILLEMS, J. H., 1988: Effects of Management and Nutrient availability on vegetation Structure of Chalk Grassland. – In: *Diversity and Pattern in Plant Communities*, pp. 183–193. Ed. by H. J. DURING, M. J. A. WERGER, H. J. WILLEMS. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands.
- DAM, D. VAN; HEIL, G. W.; HEIJNE, B., 1987: Throughfall chemistry of grassland vegetation: a new method with ion-exchange resins.
- DOLL, H., 1986: Betriebliche Konzentration und räumliche Schwerpunkte der Schweinehaltung und Ferkelproduktion. – *Landbauforschung Völknerode* 36, 2, 61–78.
- ELLENBERG, H. SEN., 1979: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. – *Scripta Geobotanica* 9, 122 S. Göttingen. 2. Aufl. – Unveröff. Ergänzungen 1983.
- ELLENBERG, H. JUN., 1983: Gefährdung wildlebender Pflanzenarten in der Bundesrepublik Deutschland. Versuch einer ökologischen Betrachtung. – *Forstarchiv (Hannover)* 54, 4, 127–133.
- 1985: Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß von Düngung und Immissionen. – *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 136, 1, 19–39.
- 1986: Immissionen – Produktivität der Krautschicht – Populationsdynamik des Rehwildes: ein Versuch zum Verständnis ökologischer Zusammenhänge. – *Zeitschr. Jagdwiss.*, Hamburg, 32, 3, 171–183; *Natur und Landschaft*, Bonn, 61, 9, 335–340.
- 1987: Fülle – Schwund – Schutz: Was will der Naturschutz eigentlich? Über Grenzen des Naturschutzes unter den Bedingungen moderner Landnutzung. – *Betriebswirtschaftliche Mitteilung der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein*, Kiel, Nr. 385, S. 3–16; *Die Heimat (Neumünster: Wachholtz)* 94 (1987), 289–300; *Verhandlungen Ges. f. Ökologie Band XVI (Gießen 1986)*, Göttingen 1987, 449–459.
- 1987: Floristic changes due to eutrophication. – In: »Ammonia and Acidification«. Proceedings of the Symposium of the European Association for the Science of Air Pollution (EURASAP), Bilthoven, NL, 13.–15. IV. 1987. Ed. by W. A. H. ASMAN, S. M. A. DIEDEREN. – National Institute of Public Health and Environmental Hygiene (RIVM), Bilthoven, The Netherlands. pp. 301–308.
- 1988: Eutrophierung – Veränderungen der Waldvegetation – Folgen für den Reh-Wildverbiß und dessen Rückwirkungen auf die Vegetation. – *Schweiz. Z. Forstwes.* 139, 4, 261–282.
- 1988: Floristic Changes due to Nitrogen Deposition in Central Europe. – In: »Critical loads for Sulphur and Nitrogen«. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden, 19–24 March 1988. Ed. by J. NILSSON, P. GRENNFELT. Organized by UN-ECE and the Nordic Council of Ministers, NORD 1988, 15.
- ERISMAN, J. W.; VERMETTEN, A. W. M.; PINKSTERBOER, E. F.; ASMAN, W. A. H.; WAJERS-IJPELAAN, A.; SLANINA, J., 1987: Atmospheric Ammonia: Distribution, Equilibrium with Aerosols and Conversion Rate to Ammonium. – In: ASMAN and DIEDEREN (Eds.), 1987, 59–69.
- FINCK, H.-F.; HAASE, K., 1987: Nitratbelastung des Grundwassers. Teil 1: Anpassungsmöglichkeiten der Landwirtschaft zur Verminderung der Nitratbelastung des Grundwassers – eine ökonomische Analyse für ausgewählte Standorte. 254 S. + 40 S. Anhang. Teil 2: Emissionsvermeidung oder Immissionsbeseitigung zur Einhaltung des Nitratgrenzwertes im Trinkwasser – eine gesamtwirtschaftliche Kosten-Nutzen-Analyse. 108 S. + 24 S. Anhang. – Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 347. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag GmbH.
- FORSCHUNGSBEIRAT WALDSCHÄDEN/LUFTVERUNREINIGUNGEN der Bundesregierung und der Länder (Redaktion: E. LESSMANN): 2. Bericht, Mai 1986. – Bezug: Literaturabteilung des Kernforschungszentrums Karlsruhe GmbH, Postfach 3640, 7500 Karlsruhe 1.
- GRENNFELT, P.; HASSELROT, B., 1987: The deposition of Ammonium and Nitrate to Forest Edges. – In: ASMAN and DIEDEREN (Eds.), 1987, 124–140.
- HAAN, F. A. M. DE; LEXMOND, TH. M.; RIEMSDIJK, W. H. VAN, 1986: Belasting van bodem en water door mineralenoverschotten uit de intensieve veehouderij. – *Milieu (NL)*, 1986, 2, 34–43.
- HÄBERLE, M.; HERRMANN, K., 1984: Entwicklung von Emissionen und Immissionen wichtiger Luftschadstoffe: – Wlb: Wasser Luft und Betrieb 7/8, 31–36. Ludwigshafen: BASF.
- HAMPICKE, U., 1979: Wie ist eine umweltgerechte Landwirtschaftsreform möglich? – *Landwirtschaft und Stadt*, 11, 68–80.
- 1988: Extensivierung der Landwirtschaft für Naturschutz-Ziele, Rahmenbedingungen und Maßnahmen. – *Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz* Heft 84, S. 9–35. München.
- HEIL, G. W., 1988: LAI of grasslands and their roughness length. In: *Vegetation structure in relation to carbon and nutrient economy*. Ed. by: J. T. A. VERHOEVEN, G. W. HEIL, M. J. A. WERGER. SPB Academic Publishing, The Hague, NL. pp. 149–155.
- HEIL, G. W.; DAM, D. VAN; HEIJNE, B., 1987: Catch of Atmospheric Deposition in Relation to Vegetation Structures of Heathland. – In: ASMAN and DIEDEREN (Eds.), 1987, 107–123.
- HEIL, G. W.; WERGER, M. J. A.; MOL, W. DE; DAM, D. VAN; HEIJNE, B., 1988: Capture of Atmospheric Ammonium by Grassland Canopies. – *Science* 239, 764–765.

- KAPFER, A., 1987: Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes. – Aushagerung und Vegetationsentwicklung. – Diss. TU München.
- 1987: Untersuchungen zur Renaturierung ehemaliger Streuobstwiesen im südwestdeutschen Alpenvorland – erste Tendenzen nach vier Versuchsjahren. In: R. SCHUBERT und W. HILBIG (Hrsg.): Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen. Teil 2. – Wissenschaftliche Beiträge, Martin-Luther-Universität Halle – Wittenberg, 179–215.
- 1987/88: Renaturierung gedüngter Feuchtwiesen – eine erste Anleitung für die Praxis. – Naturschutzforum (Stuttgart), 1/2, 159–171.
- KAPFER, A.; PFADENHAUER, J., 1986: Vegetationskundliche Untersuchungen zur Pflege von Pfeifengras-Streuwiesen. – Natur und Landschaft 61, 428–432.
- KAULE, G.; ELLENBERG, H., JUN., 1986: Ursachen und Folgen der Artendynamik in Mitteleuropa, dargestellt und diskutiert am Beispiel des Saarlandes. – Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 123 (1985), 175–198.
- KÖSTER, W.; SEVERIN, K.; MÖHRING, D.; ZIEBELL, H.-D., 1988: Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumbilanzen landwirtschaftlich genutzter Böden der Bundesrepublik Deutschland von 1950 bis 1986. – Landwirtschaftskammer Hannover, Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Hameln (ca. 100 S.).
- KUHN, N.; AMIET, R.; HUFSCHMIED, N., 1987: Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. – Allg. Forst- und Jagdzeitung 158, 77–84, mit Original-Tabellen im Anhang.
- LINDBERG, S. E.; LOVETT, G. M.; RICHTER, D. D.; JOHNSON, D. W., 1986: Atmospheric deposition and canopy interaction of major ions in the forest. – Science 231, 141–145.
- MOHR, H., 1986: Die Erforschung der neuartigen Waldschäden – eine Zwischenbilanz. – Biologie in unserer Zeit, 16, Nr. 3, 83–89.

- NEANDER, E., 1986: Gedanken zur Bewertung des landwirtschaftlichen Strukturwandels. – Landbauforschung Völknerode 36, 1, 1–6.
- NILSSON, J.; GRENNFELT, P. (Eds.), 1988: Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. – Report from a Workshop held at Skokloster, Sweden, 19–24 March 1988; organized by the United Nations Economic Commission of Europe and the Nordic Council of Ministers. – NORD Miljörapport 1988, 15, 1–418.
- OBERDORFER, E., 1983: Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – Stuttgart: Verlag E. Ulmer. 5. Aufl.
- PRETSCH, H., 1985: Wachstumsmerkmale Oberpfälzer Kiefernbestände in den letzten 30 Jahren: Vitalitätszustand, Strukturverhältnisse, Zuwachsgang. – Allg. Forstzeitschr. (München) 42, 1120–1126.
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten vom März 1985. – Deutscher Bundestag, 10. Wahlperiode, Drucksache 10/3613. 423 S.
- REEMTSMA, J. B., 1988: Ernährung der Fichte in Niedersachsen und erste Ergebnisse ... – IMA-Querschnittseminar »Düngung geschädigter Waldbestände«, Bayreuth 1988: Manuskript-Abzug. 11 S.
- RÜGER, A.; PRENTICE, C.; OWEN, M., 1986: Results of the International Waterfowl Research Bureau International Waterfowl Census 1967–1983. Population estimates and trends in selected species of ducks, swans and coot from the January counts in the Western Palaearctic. – IWRB Special Publication No. 6. Slimbridge, Glos., England.
- SCHMÖLLING, J.; JÖRSS, K. E., 1983: Räumliche Verteilung und zeitliche Entwicklung von Emissionen der Vorläufer saurer Niederschläge und Oxidanten. – VDI-Berichte Nr. 500, 13–19. Düsseldorf: VDI-Verlag GmbH.
- SCHNEIDER, TH. W.; LORENZ, M., 1986: Abschätzung der ertraglichen Folgen der Neuartigen Waldschäden im Bereich der Landesforstverwaltung Hamburg mit Hilfe dynamischer

- Modelle des Waldwachstums. – Abschlußbericht (unveröffentlicht). 119 S.; Projekt gefördert durch den Bundesminister für Forschung und Technologie. – Institut für Weltforstwirtschaft und Ökologie der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Hamburg.
- SCHREIBER, K.-E. (Hrsg.), 1985: Sukzession auf Grünlandbrachen. Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe »Sukzessionsforschung auf Dauerflächen« in der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (IVV). Stuttgart-Hohenheim 1984. – Münstersche Geographische Arbeiten 20, 1–230. Paderborn: Schöningh.
- SEIBT, G., 1981: Die Buchen- und Fichten-Bestände der Probeflächen des Solling-Projekts der Deutschen Forschungsgemeinschaft. – Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen, 72. Frankfurt.
- SUKOPP, H.; TRAUTMANN, W.; KORNECK, D., 1978: Auswertungen der Roten Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen in der Bundesrepublik Deutschland für den Arten- und Biotopschutz. – Schriftenreihe für Vegetationskunde. Bonn-Bad Godesberg, Heft 12.
- THOROE, C., 1986: Zur Subventionierung von Landwirtschaft und Forstwirtschaft – ein Vergleich. – Allgemeine Forstzeitschrift (München), H. 9/10, 1986, 190–193.

Anschrift des Verfassers

Dr. Hermann Ellenberg
Fachgebiet Wild- und Jagdökologie
Institut für Weltforstwirtschaft
und Ökologie
Bundesforschungsanstalt für Forst-
und Holzwirtschaft
Leuschnerstr. 91
2050 Hamburg 80

Ein Dutzend illustrierte Informationen

Von Hermann Ellenberg

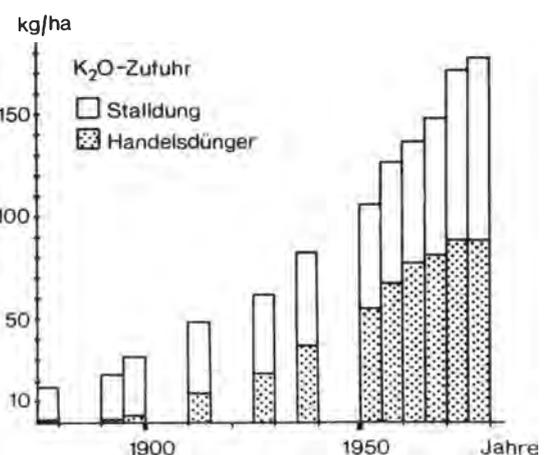
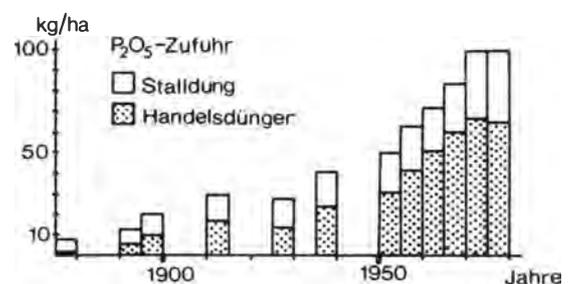
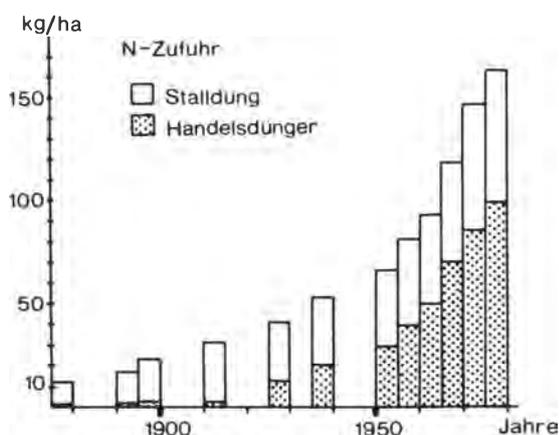


Abb. 1: Die Intensität der Landnutzung entwickelte sich in Mitteleuropa im Verlauf des letzten Jahrhunderts etwa exponentiell. – Aus den Statistischen Jahrbüchern des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten in Bonn läßt sich für Stickstoff (N), Phosphor (P, als P_2O_5) und Kalium (K, als K_2O) der aktive Stoffeintrag pro Hektar und Jahr rekonstruieren. In den Niederlanden verlief die Entwicklung noch dramatischer.

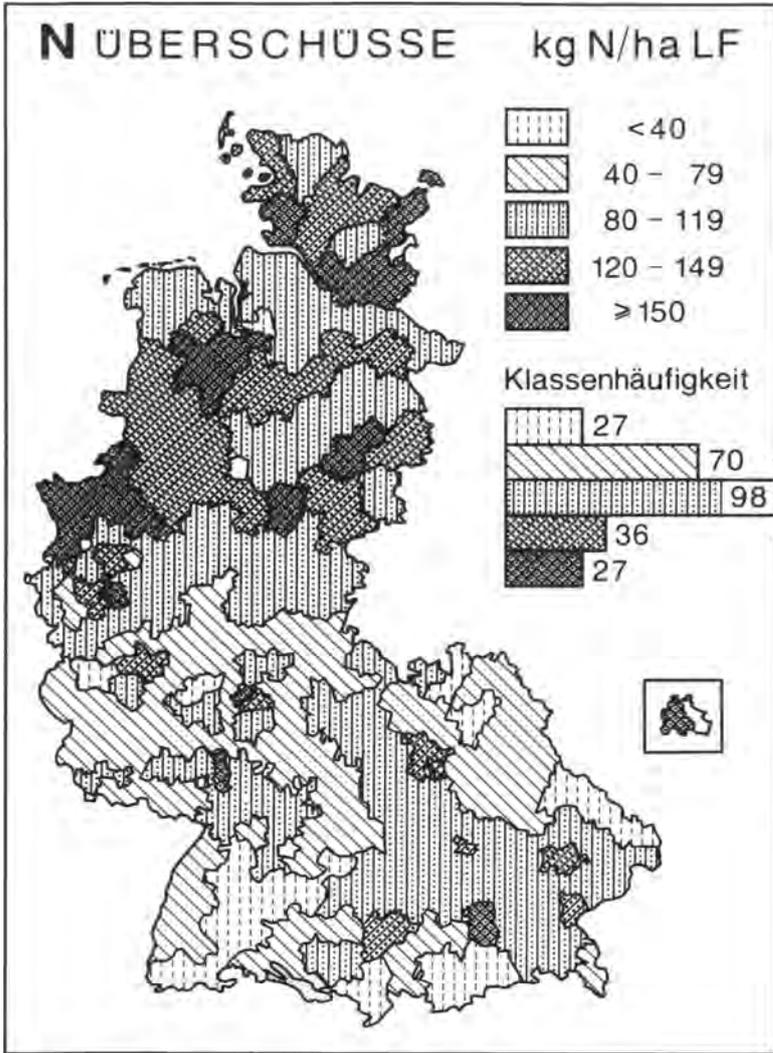


Abb. 2: Nur ein Teil der Nährstoffeinträge mit der Düngung wird durch Ernte wieder entnommen. Die »Überschüsse« – hier berechnet als Differenz aus aktiven Stoffeinträgen minus Stoffaustrag durch Ernte bzw. durch Beweidung am Beispiel des Stickstoffs (N) – gehen als Nitrat ins Grundwasser, werden im Humus festgelegt, werden denitrifiziert zu N₂ oder N₂O, oder verdunsten namentlich bei trocken-warmem Wetter als Ammoniak. Welcher Weg in welchem Maße relevant ist, können nur spezifische Untersuchungen an Beispielen erbringen. Wesentlich ist, daß die N-Überschüsse pro Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche (ha LF) im Norden Deutschlands im Mittel (auf Landkreisebene) höher sind als im Süden. – Generalisiert nach Daten aus der FAL, BACH 1987 und KÖSTER et al. 1988.

EMISSIONSDICHTE NO_x (als "NO₂")

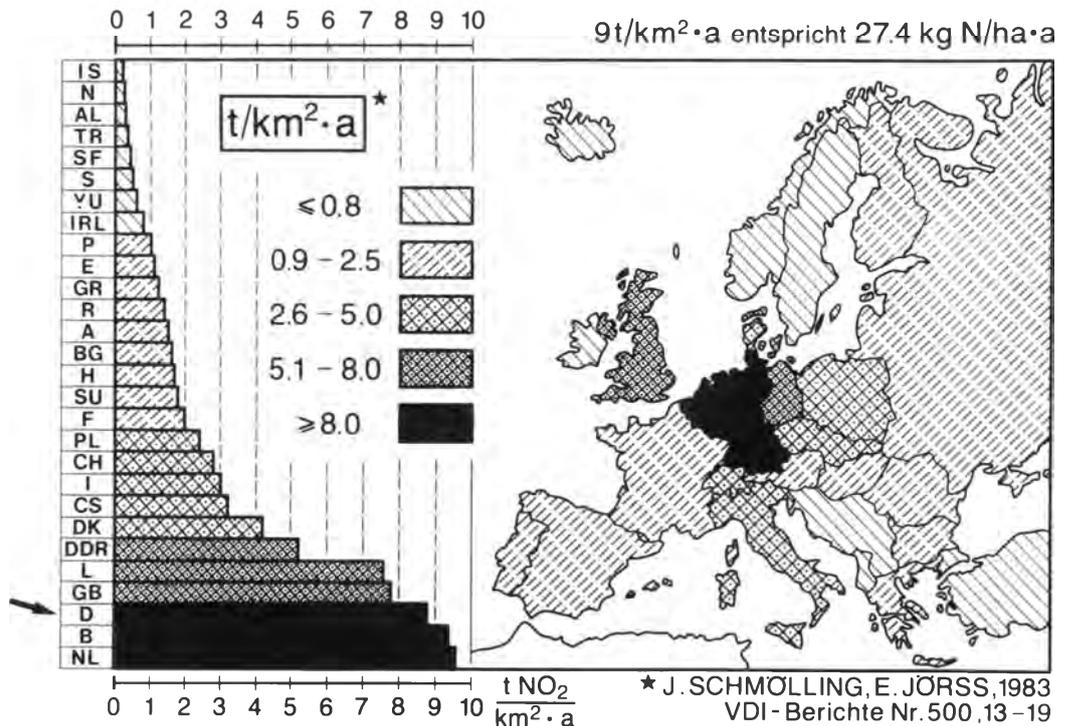


Abb. 3: Große Mengen an Stickstoff werden bei Verbrennung organischen Materials aller Art als »NO_x« frei und an die Luft abgegeben. Diese Emissionsdichte ist positiv korreliert mit dem Industrialisierungsgrad und dem Straßenverkehrsaufkommen.

Veränderung des chemischen Klimas

SO₂- und NO_x-Emission

in der Bundesrepublik Deutschland (1850 - 1983)

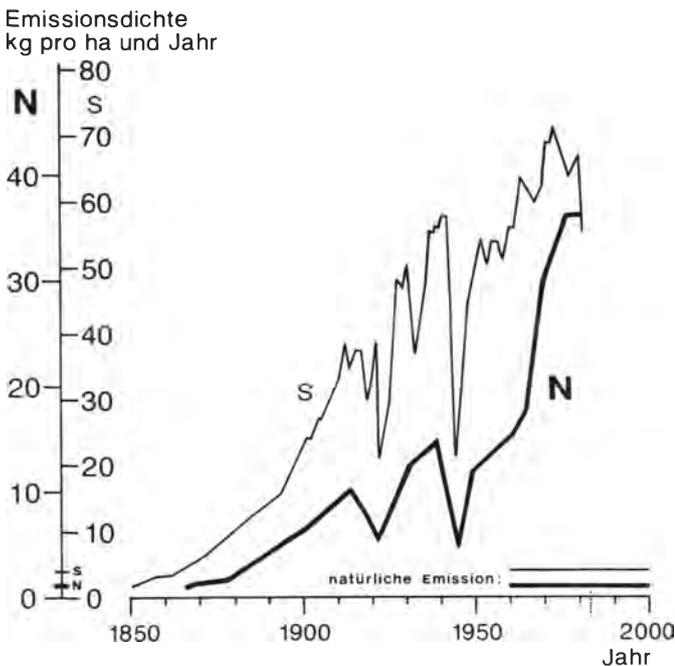


Abb. 4: Die Emissionsdichte (Ausstoß an Stoffen in Kilogramm pro Flächen- und Zeiteinheit) hat nach Berechnungen von HÄBERLE und HERRMANN (1984) natürliche Konzentrationen bereits vor vielen Jahrzehnten überschritten. Namentlich die NO_x-Emissionen sind mit der Entwicklung des Individualverkehrs in jüngster Zeit massiv angestiegen. – Diese Emissionen müssen irgendwo wieder niedergeschlagen werden. Ob das als Feuchte oder Trockene Deposition geschieht oder ob die gasförmigen Stoffe von den lebenden Pflanzen über die Spaltöffnungen direkt assimiliert werden, hängt von Witterung, Exposition, Struktur der Pflanzendecke, Jahreszeit usw. ab und ist im einzelnen nur schwer zu differenzieren.

MEASURED NH₄⁺ CONCENTRATION IN PRECIPITATION (µmole/l)

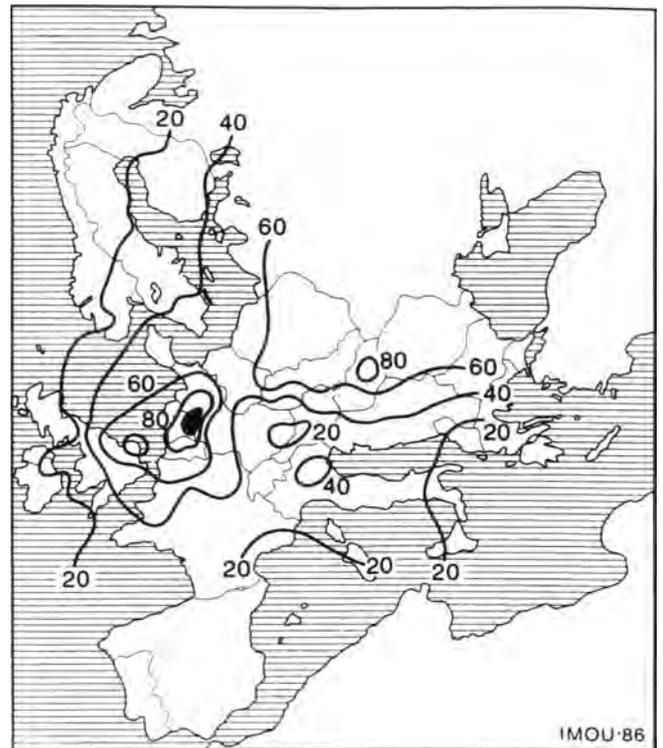
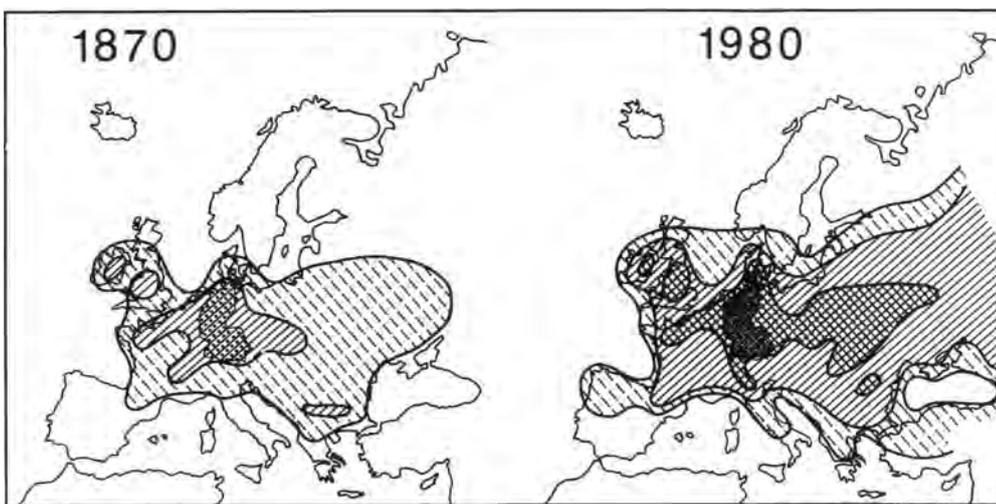


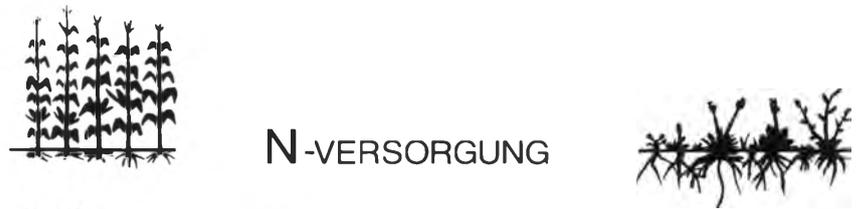
Abb. 5: Niederländische Kollegen haben in jüngster Zeit großräumige Übersichten der Stickstoff-Deposition und -Emission erstellt. Sie konzentrieren sich dabei auf Ammoniak und Ammoniumverbindungen (NH_x). Im Nordwesten Mitteleuropas sind Ausstoß und Niederschlag von NH_x wegen der dort besonders intensiven Tierhaltung bedenklich hoch. – Dargestellt wird die Ammonium-Konzentration im Freilandniederschlag (µ Mol pro Liter) nach Maßgabe der vergleichsweise wenigen verfügbaren Regensammelstationen (ASMAN et al. 1987).

NH_x-DEPOSITION kgN/ha·a*



	ERKENNBAR	2.8		ERHEBLICH	11
	DEUTLICH	5.6		BEDENKLICH	22

Abb. 6: Komplementär zu Abb. 5 zeigen die Übersichten in Abb. 6 die NH_x-Depositionsraten pro Hektar und Jahr auf der Grundlage von großräumigen Modellkalkulationen. Diese berücksichtigen die Emissionsdichte auf der Grundlage vor allem von Angaben über Viehbestände pro Flächeneinheit zu bestimmten Zeitpunkten, die aus landwirtschaftlichen Statistiken greifbar sind. Diese werden multipliziert mit Faktoren für die Produktion an reaktionsfähigen gasförmigen N-Verbindungen (vor allem NH₃) pro Stück Vieh. Weitere Parameter sind die Depositionsgeschwindigkeit (für die Trockene Deposition) sowie Konzentration im Niederschlag und Niederschlagsmenge. – Bisher noch nicht berücksichtigt sind folgende Zusammenhänge: In früherer Zeit muß die NH_x-Emissionsdichte aus der Tierhaltung deutlich geringer gewesen sein als heute, weil je Einzeltier wegen geringerer Futterqualität die meiste Zeit im Jahr weniger emittiert wurde: deshalb ist die Emissionsdichte für 1870 sicher zu hoch geschätzt. Ebenfalls unberücksichtigt blieb die Tatsache, daß die Deposition zwei- bis achtmal verstärkt stattfindet, wo »rauhe« Vegetationsoberflächen, z.B. Waldränder, die Luft »auskämmen« (ASMAN et al. 1987).



N-VERSORGUNG

<u>gut</u>	gering	● KLEINRÄUMIGE STRUKTURVIELFALT	groß	<u>schlecht</u>
	gering	● LICHTINFALL STRAHLUNG	groß	
	gering	● TEMPERATUR-SCHWANKUNGEN	groß	
	gering	● FEUCHTE-SCHWANKUNGEN	groß	
	gering	● "KONTINENTALITÄT"	groß	
	groß	● NETTOPRIMÄR-PRODUKTION	gering	
besser		● VERDAULICHKEIT		schlechter
stärker		● DECKUNGSGRAD		geringer
höher		● WUCHSHÖHE		niedriger
höher		● WASSERBEDARF		geringer
höher		● KATIONENBEDARF		geringer
höher		● "INTERNE" SAURE-PRODUKTION IM BODEN		geringer
geringer		● "KRONENDACH-RAUHIGKEIT"		höher
höher		● ATMUNG ABSOLUT		geringer
geringer		● ATMUNG RELATIV		höher

usw....

Abb. 7: Veränderungen im Stickstoffhaushalt (N) treffen Pflanzen, Vegetation, Tierpopulationen und Menschen auf vielfältige Weise. – Namentlich in nicht alljährlich beernteten Ökosystemen verändern Stoffeinträge auf dem Luftwege die Lebensbedingungen und damit das Konkurrenzgefüge zwischen Organismen wesentlich – lange bevor toxische Wirkungen beobachtbar werden. – Mehr als Schadstoffe und Pestizide zusammengenommen haben gelenkte und ungewollte Eutrophierung konkurrenzschwache Pflanzenarten verdrängt; mit ihnen verschwindet die Tierwelt der durch Nährstoffmangel geprägten, kleinklimatisch oft bevorzugten Habitats.

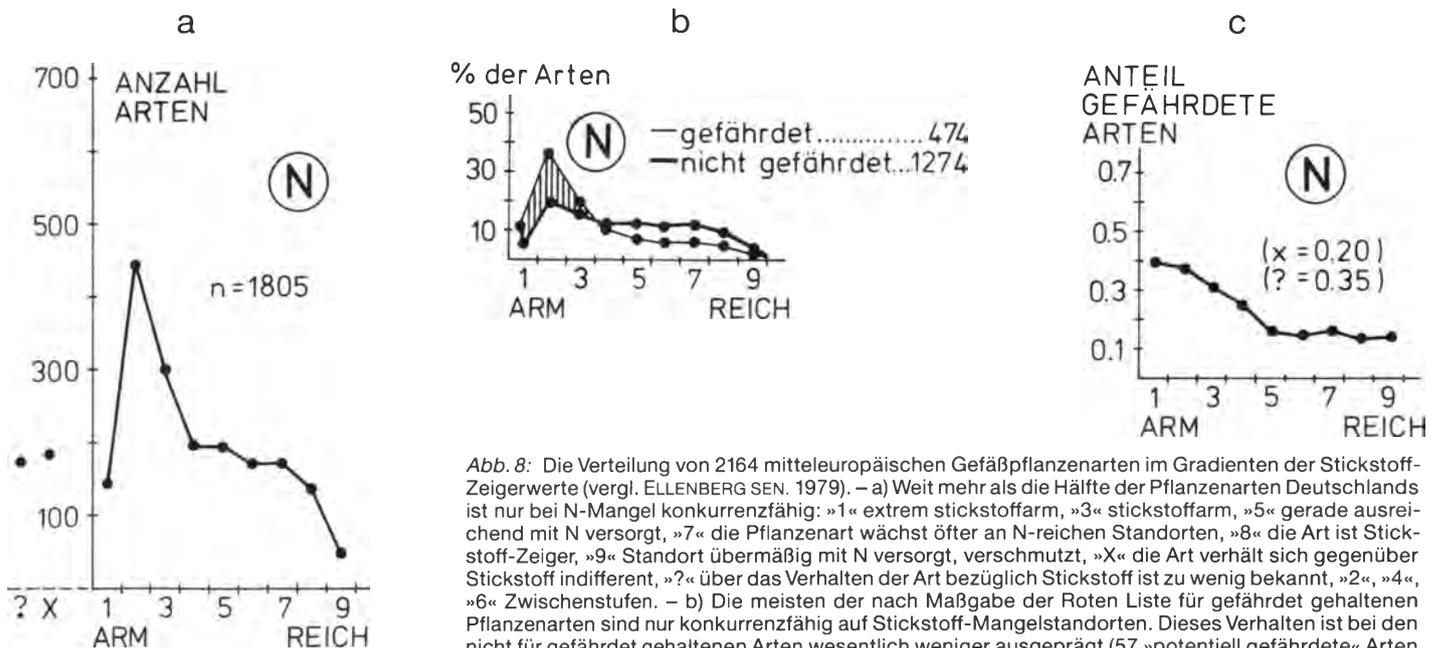


Abb. 8: Die Verteilung von 2164 mitteleuropäischen Gefäßpflanzenarten im Gradienten der Stickstoff-Zeigerwerte (vergl. ELLENBERG SEN. 1979). – a) Weit mehr als die Hälfte der Pflanzenarten Deutschlands ist nur bei N-Mangel konkurrenzfähig: »1« extrem stickstoffarm, »3« stickstoffarm, »5« gerade ausreichend mit N versorgt, »7« die Pflanzenart wächst öfter an N-reichen Standorten, »8« die Art ist Stickstoff-Zeiger, »9« Standort übermäßig mit N versorgt, verschmutzt, »X« die Art verhält sich gegenüber Stickstoff indifferent, »?« über das Verhalten der Art bezüglich Stickstoff ist zu wenig bekannt, »2«, »4«, »6« Zwischenstufen. – b) Die meisten der nach Maßgabe der Roten Liste für gefährdet gehaltenen Pflanzenarten sind nur konkurrenzfähig auf Stickstoff-Mangelstandorten. Dieses Verhalten ist bei den nicht für gefährdet gehaltenen Arten wesentlich weniger ausgeprägt (57 »potenziell gefährdete« Arten blieben unberücksichtigt). – c) Der Anteil der gefährdeten an der Gesamtzahl der vorhandenen Pflanzenarten je Stickstoffzeigerwert-Klasse nimmt mit besserer N-Versorgung ab und bleibt ab ausreichender Versorgung auf niedrigem Niveau konstant: nicht alle gefährdeten Arten leiden unter Eutrophierung.

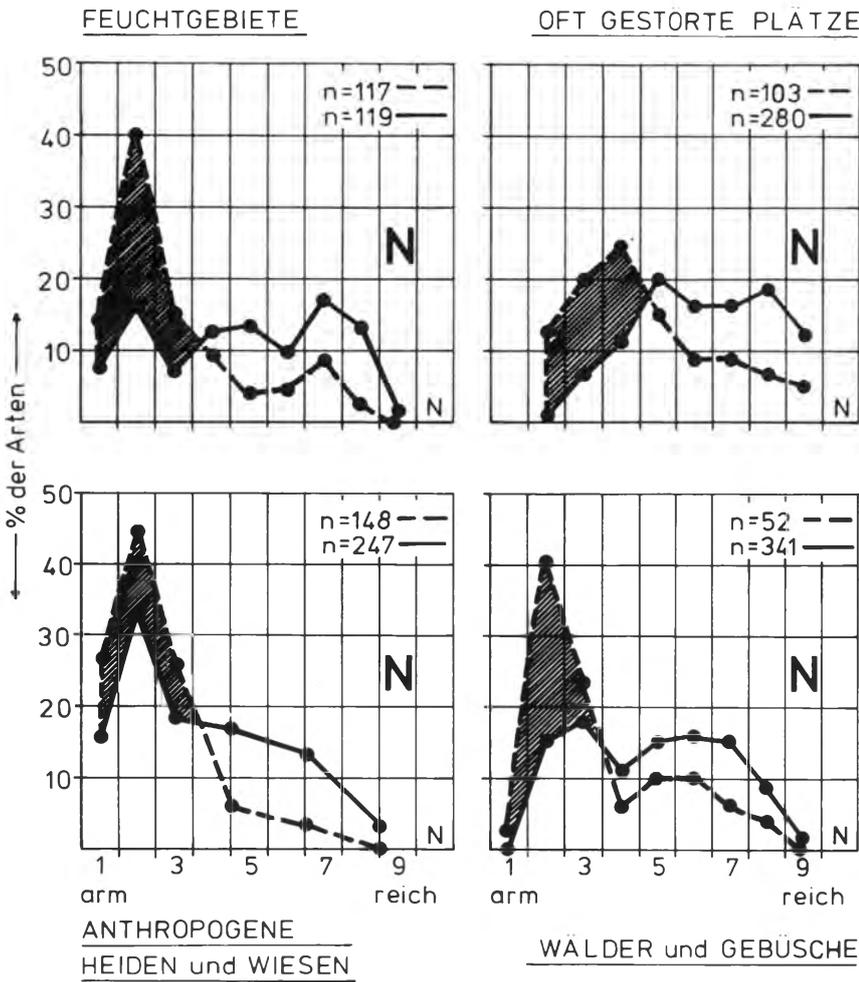


Abb. 9: Die in Abb. 8 skizzierten Verhältnisse gelten für jeden analysierbaren Ökosystem-Typ. Dies spricht für das übergeordnete Wirken der Eutrophierung auf die Verdrängung konkurrenzschwacher Arten. – Bei den Arten der Heiden und Wiesen müssen viele der 1978 als (noch) nicht gefährdet eingestuft Arten heute wahrscheinlich einer Gefährdungsklasse zugeordnet werden.

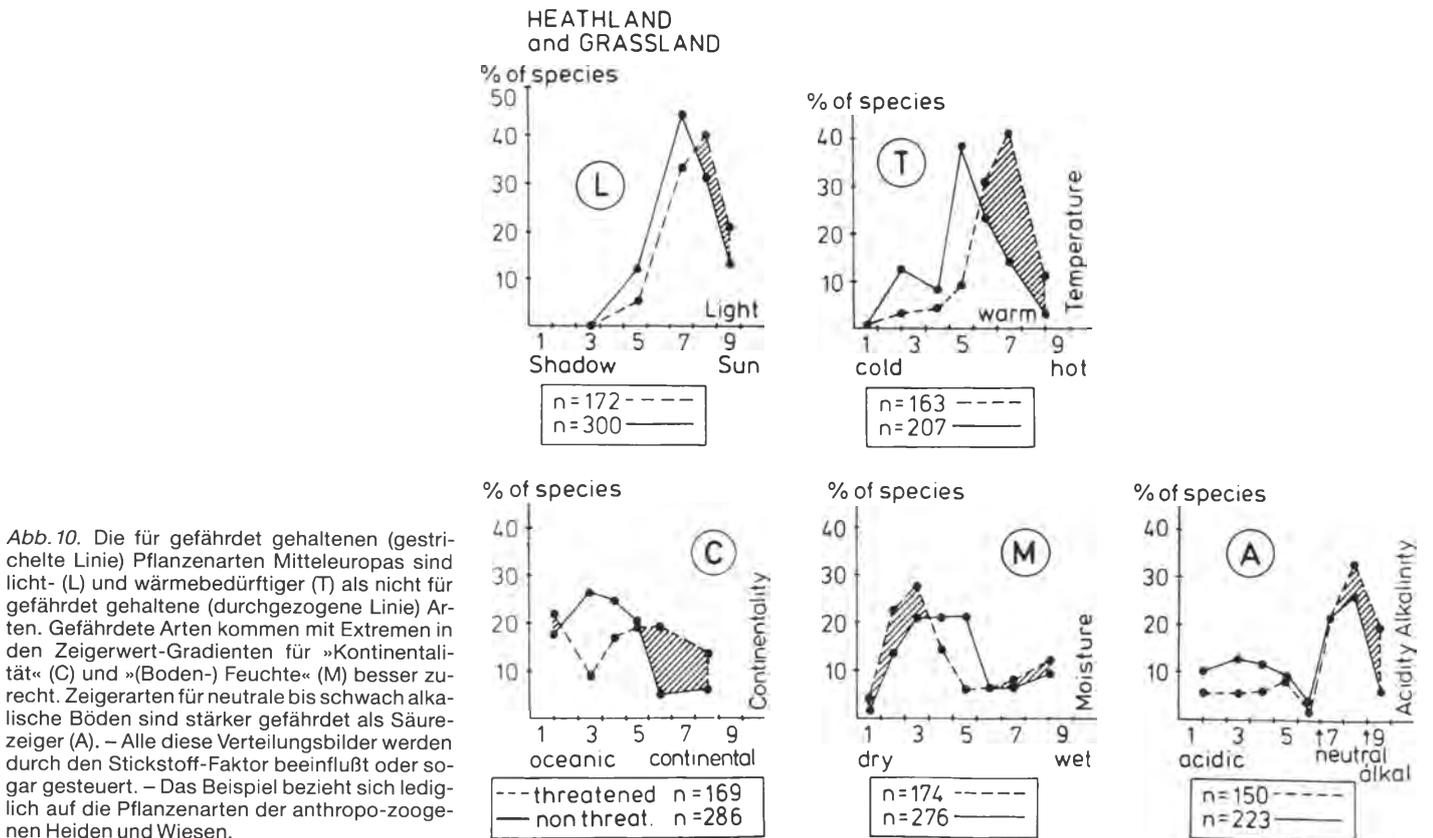


Abb. 10. Die für gefährdet gehaltenen (gestrichelte Linie) Pflanzenarten Mitteleuropas sind licht- (L) und wärmebedürftiger (T) als nicht für gefährdet gehaltene (durchgezogene Linie) Arten. Gefährdete Arten kommen mit Extremen in den Zeigerwert-Gradienten für »Kontinentalität« (C) und »(Boden-) Feuchte« (M) besser zurecht. Zeigerarten für neutrale bis schwach alkalische Böden sind stärker gefährdet als Säurezeiger (A). – Alle diese Verteilungsbilder werden durch den Stickstoff-Faktor beeinflusst oder sogar gesteuert. – Das Beispiel bezieht sich lediglich auf die Pflanzenarten der anthropo-zoogenen Heiden und Wiesen.

Abb. 11: Als Beispiel für das komplexe Wirkungsgefüge im Zusammenhang mit Veränderungen in der Stickstoffversorgung von Ökosystemen sei die von ELLENBERG 1986 und 1988 ausführlicher dargestellte Beziehung zwischen einer Auswahl von Tieren und Pflanzen, dem Rehwild und der Krautschicht von Wäldern, ihrer Reaktion auf Auflichtungen im Kronendach und auf anderweitig verbesserte Lebensbedingungen sowie ihrer Veränderung durch selektierenden Wildverbiß vorgestellt. – Die Textgrafik erläutert sich zwar selbst, sie sollte aber nur in Verbindung mit den erwähnten Publikationen tiefer interpretiert werden.

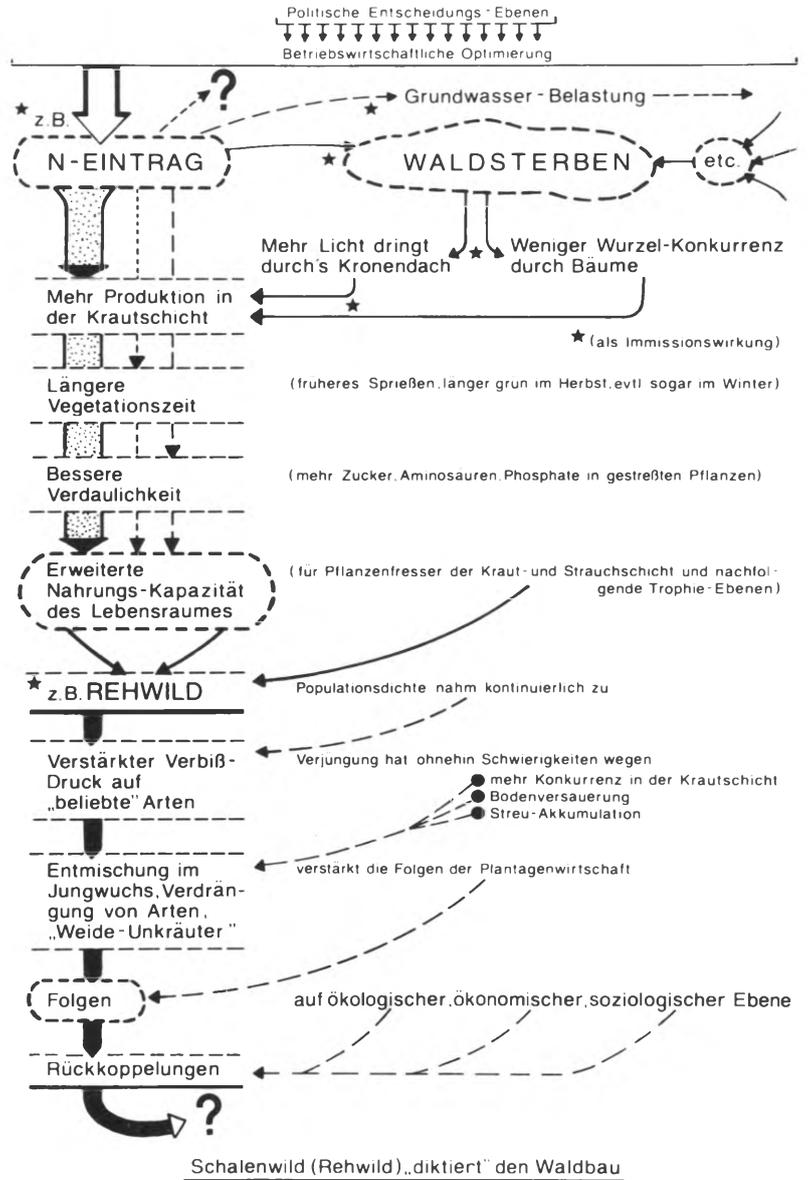
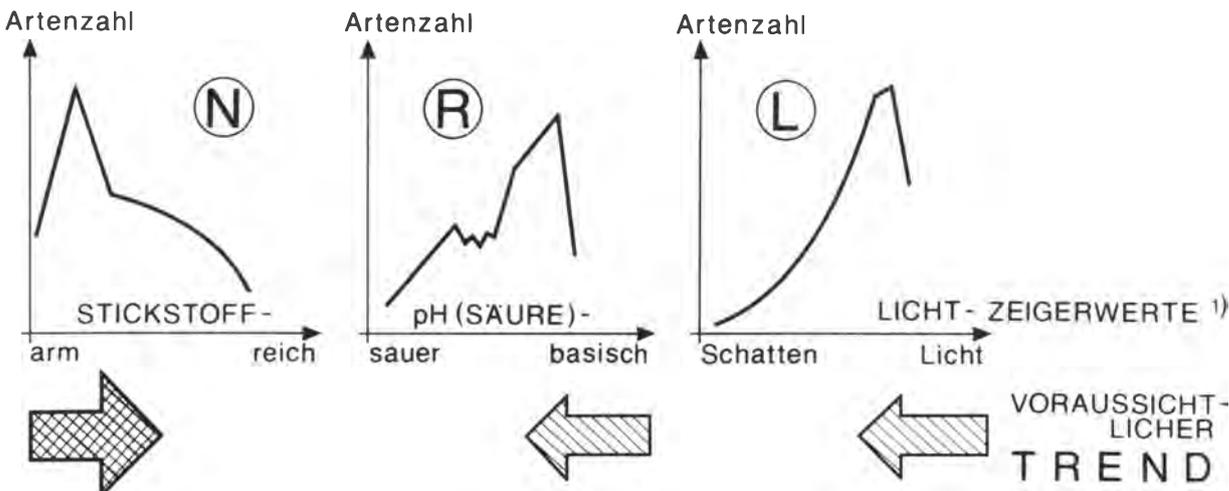


Abb. 12 (unten): Mehr als 2150 der 2660 in der Bundesrepublik Deutschland vorkommenden Gefäßpflanzenarten konnten entsprechend ihrem ökologischen Verhalten in mehreren Öko-Gradienten von ELLENBERG SEN. (1979) mit »Zeigerwerten« versehen werden. Die Verteilung der Arten – unabhängig von ihrem Gefährdungsgrad – wird in bezug auf drei besonders wichtige Ökogradienten hier halbschematisch dargestellt, und zwar für die Bodenfaktoren Stickstoffversorgung (N) und Säuregrad (Reaktion, R) und für den Klimafaktor Strahlung bzw. Licht (L). – Eutrophierung aus »aktiven« (Landwirtschaft) und aus »passiven« Quellen (geringere Nährstoffverluste aus Ökosystemen wegen heute kaum noch stattfindender Übernutzung: z. B. Plaggen, Triftweide, Streurechen usw.) sowie Einträge von Stickstoff und anderen Chemikalien durch Trockene und Feuchte Deposition bzw. durch direkte Assimilation im lebenden Gewebe bewirken weiterhin erhebliche Verluste an Pflanzenvorkommen und verursachen Verdrängung und Aussterben von Populationen und Arten in unserer Heimat. – Stickstoffeinträge wirken mit bei der Versauerung der Böden, direkt und durch ökosystemare Prozesse. »Saurer Regen« ist in Europa als Schlagwort bekannt geworden. Es trifft nur einen Teil der angestoßenen Prozesse. Säureeinträge können zumindest vorübergehend die Erreichbarkeit weiterer Nährstoffe verbessern – langfristig führen sie jedoch zu Nährstoffauswaschungen mit dem Sickerwasser. – Besser ernährte Pflanzen wachsen früh und schnell hoch und breit. Wenige Arten als »gute Stickstoffverwerter« überschatten und verdrängen die langsamer und niedriger wachsenden »lichtbedürftigen Hungerkünstler«. Aus dieser Sicher wird es in Zukunft unweigerlich weniger Pflanzenarten in unserer Heimat geben. Auch die Tierwelt ist von diesen Veränderungen betroffen. »Dominanter« Faktor ist die Eutrophierung. Von hier aus werden auch die übrigen Ökofaktoren »gesteuert«. – Extensivierungs- und Flächenstilllegungsprogramme helfen wohl nur in wenigen Fällen denjenigen Arten, die bereits in Bedrängnis geraten sind durch die Art und Intensität unserer Landnutzung. Welche Arten bleiben konkurrenzfähig bei Überschuß an Stickstoff auf saurer werdenden Standorten?

GEFASS-PFLANZENARTEN, BR DEUTSCHLAND

HEUTE



Aus dem Institut für Chemie und Biologie des Meeres der Universität Oldenburg

Eutrophierung der Nordsee und des Wattenmeeres

Von Thomas Höpner¹

Einleitung

Chrysochromulina polylepis hieß eine der neuen Lektionen, die wir im Jahr 1988 lernen mußten. Während Ökosystemtheoretiker und Ökosystem-Modellierer noch dabei sind, das Problem der Koexistenz vieler Algen im Phytoplankton des Meeres zu klären, wurde ab 9. Mai 1988 vor der schwedischen Westküste plötzlich die Dominanz einer bisher wegen ihrer Kleinheit und untergeordneten Individuenzahl kaum bekannten Spezies beobachtet. Sie entfaltete bisher unbekannte biologische Wirkungen, wurde mit der Strömung bis in die Gegend von Stavanger verdriftet und kehrte ab 9. Juni wieder in die vorherige unauffällige Rolle zurück (GERLACH 1988a).

Massenvermehrung einer planktischen Alge hat zur Voraussetzung 1. Nährstoffe (vor allem Phosphat und Stickstoffverbindungen), 2. Licht, und 3. eine genügend stabile Schichtung im Wasserkörper, die ausreichende Belichtung ermöglicht und die das Verdünnen der in der photischen Zone entstandenen Algenmassen in den gesamten Wasserkörper hinein verhindert. Nährstoffe gibt es als Folge der noch zu besprechenden Entwicklung der Eutrophierung, Licht gab es zu Pfingsten 1988 und in der Woche danach genug, und die Schichtung wurde auch beobachtet, obwohl sie nicht unbedingt zu erwarten war, denn es war windig. Der Bereich Kattegat/norwegische Südküste neigt aber zur Schichtenbildung, weil Ostsee-Oberflächenwasser wegen niedrigeren Salzgehalts auf dem Nordseewasser schwimmt. Zufluß von Ostseewasser erfolgt unregelmäßig je nach Windverhältnissen. Zu Pfingsten war über der Ostsee Ostwind. Also kam vor der norwegischen Südküste alles Nötige zusammen: die Nährstoffe, noch angereichert durch die des Ostseewassers, das Sonnenlicht und die Schichtung.

Obwohl das »Prinzip« der *Chrysochromulina*-Toxizität immer noch unbekannt ist, ist wahrscheinlich, daß nicht nur die Algenzellen selbst, sondern außerdem extrazelluläre (exkretierte, exsudierte) organische Kohlenstoff-Verbindungen an den verschiedenen beschriebenen oder vermuteten Effekten beteiligt waren. Wie kommt es zu diesen Exkretionen? Algenbiomasse wird, solange Licht da ist, nach Maßgabe der verfügbaren Nährstoffe produziert. Sind die Nährstoffe bei Fortdauer der Belichtung verbraucht, d. h. in die Biomasse eingebaut, stoppt die Biomasseproduktion. Der Photosynthese-Apparat arbeitet

aber weiter und produziert stickstoff- und phosphat-unabhängig Exsudate, die in das Wasser abgegeben werden. So kommt es zum plötzlichen Umschalten von Biomasse- zu Exsudatproduktion und damit vielleicht auch zum plötzlichen Auftreten toxischer Effekte.

So reimt man es sich nachher zusammen. Zur exakten Prognose reichen die Kenntnisse noch nicht. Doch der mit dem System Vertraute kann sich nicht mehr über ein ganz normales schönes Wetter freuen: Die Nordsee verkraftet selbst eine nur zweiwöchige Schönwetterperiode nicht mehr.

Dieser Bericht möchte versuchen, das Nötige und Mögliche jenes Systemverständnisses zu vermitteln, mit dem man an die Frage der Eutrophierung der Nordsee und des Wattenmeeres herangehen muß. Das Systemverständnis fordert Abkehr von monokausalen Erklärungsversuchen. Trotzdem müssen die einzelnen hydrographischen, chemischen und biologischen Aspekte zunächst jeder für sich diskutiert werden, bevor eine Synthese versucht werden kann.

Ozeanographisch-hydrographische Bedingungen

Die Nordsee ist ein flaches Randmeer mit einem besonders ungünstigen Verhältnis zwischen Größe der Oberfläche und Küstenlänge einerseits und Volumen des Wasserkörpers andererseits. Auch wenn die in die Nordsee entwässernde Landfläche »nur« etwa ebenso groß ist wie die Wasserfläche der Nordsee (Abbildung 1, Vergleich: Landfläche:Wasserfläche ist bei der Ostsee ca. 4:1!), so treffen doch auf ein relativ kleines Volumen relativ viele, intensiv genutzte Flächen entwässernde Flüsse, und der bis vor ca. einem Jahr unterschätzte Beitrag der Atmosphäre zur Gesamtbelastung ist im Verhältnis zum betroffenen Seewasser-Volumen erheblich.

Austausch zwischen Nordsee- und Atlantikwasser ist langsam. Besonders langsam wird das Wasser der Deutschen Bucht ausgetauscht, denn ein die Bucht ungefähr nachzeichnendes »Frontensystem« verhindert den Austausch. Sein Verlauf folgt ungefähr der Mittellinie des mit 3

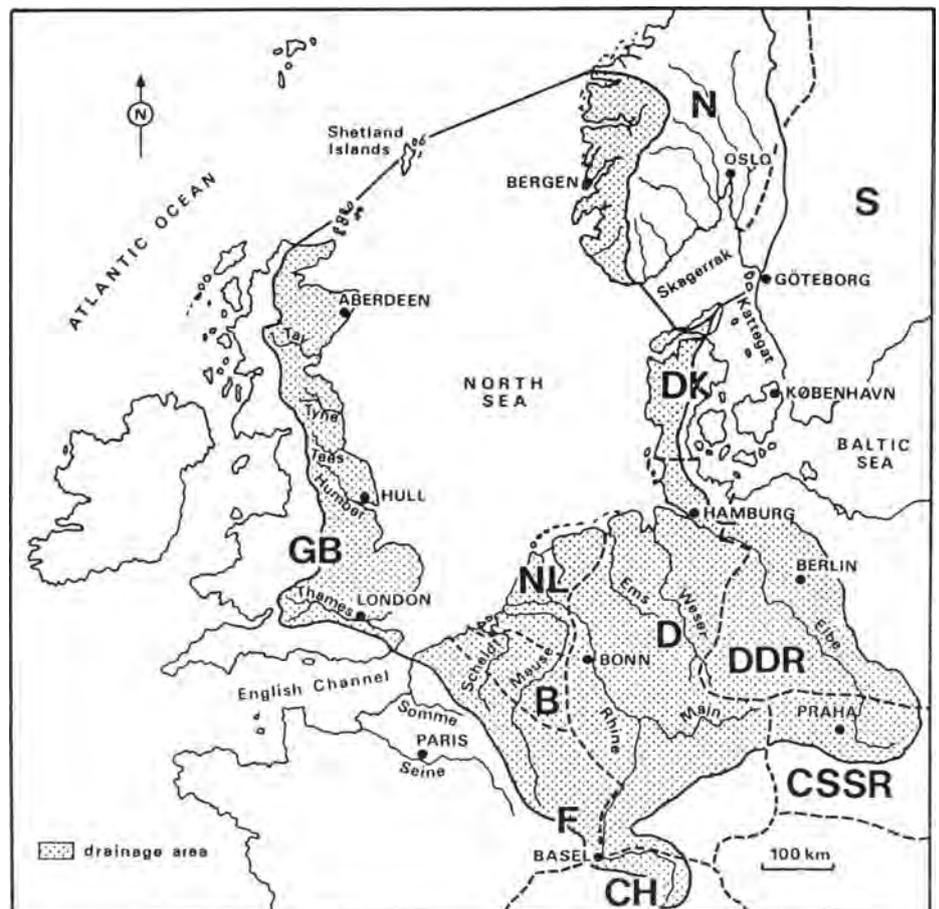


Abb. 1. Die Nordsee und die in sie entwässernden Landflächen.

¹ Dieser Text vertritt zugleich den Vortrag »Eutrophierung der Nordsee« von S. A. GERLACH, Kiel. Gerlach hat den Text durchgesehen, seine Vorschläge wurden berücksichtigt. Gerlach hat auf eine Mit-Autorenschaft verzichtet.

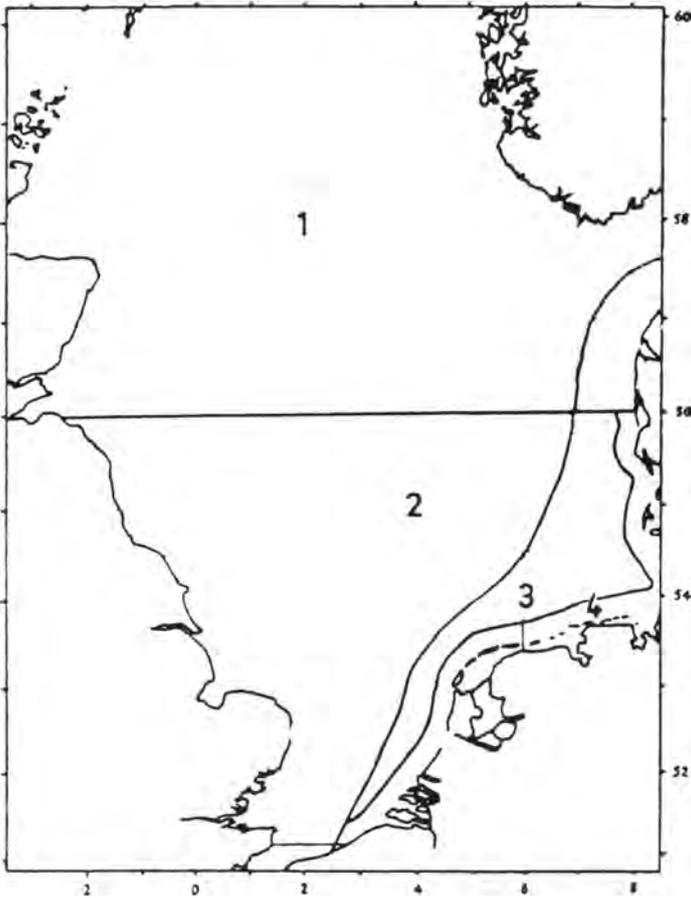


Abb. 2. Nordsee-Kompartimente der Tabelle 1. Beachte, daß jedes Kompartiment die jeweils kleineren einschließt, d. h. Kompartiment 1 besteht aus den Seegebieten Nr. 1+2+3+4 der Karte, Kompartiment 2 aus 2+3+4, Kompartiment 3 aus 3+4.

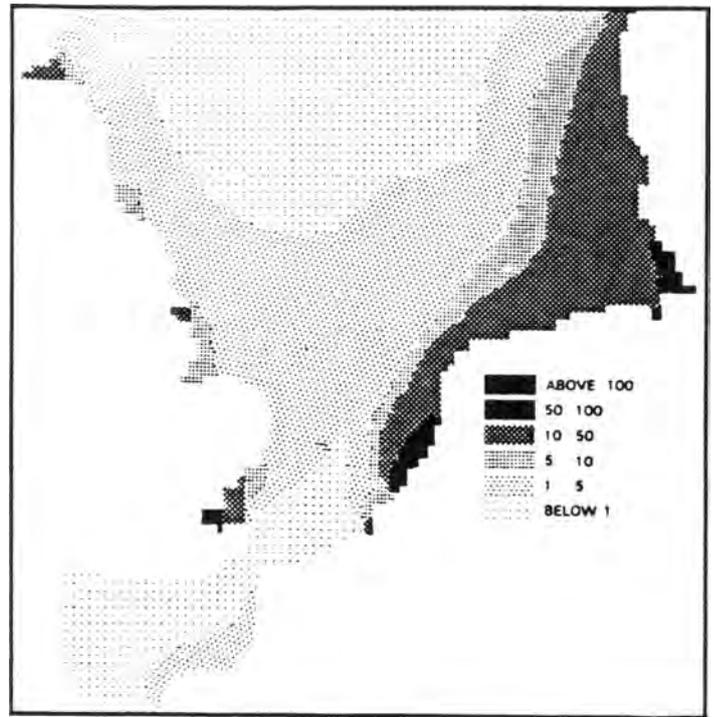


Abb. 3. Verteilung gelöster »passiver« Stoffe bei kontinuierlicher Fracht aus den unten angegebenen Flußmündungen in willkürlichen Einheiten nach einem Rechenmodell. Die höchste vorkommende Verschmutzung wurde gleich 100 % gesetzt. An den Flußfrachten (zusammen 100 %) haben die 10 berücksichtigten Flüsse folgende Anteile (%): Rhein/Maas 52, Elbe 13, Firth of Forth 6, Tyne 6, Weser 5, Schelde 5, Themse 4, Humber 3 und Ems 2 (QSR 1987, dort wird die Seine mit weiteren 4 % berücksichtigt).

bezeichneten Seegebiets der Abbildung 2. So bleiben die Schadstoff-Frachten aus den Flußmündungen von Rhein/Maas bis Elbe lange in der Deutschen Bucht (Abbildung 3) und werden in einer küstenparallelen, entgegen dem Uhrzeigersinn laufenden Strömung langsam dem Nordatlantik zugeführt. Der Transport von der Rheinmündung bis Nordjütland dauert bei mittleren Windverhältnissen etwa 5 Monate. Ebenso wie das Frontensystem die Belastungen in der Deutschen Bucht hält, schützt es diese vor Belastungen aus der offenen Nordsee, wie Radioaktivitätsmessungen sehr überzeugend gezeigt haben: Die Ausbreitung der radioaktiven Einleitungen von Sellafield (Irische See) erstreckt sich über die gesamte Nordsee, spart aber die Deutsche Bucht weitgehend aus (QSR 1987).

Die wesentliche Erkenntnis: die hydrographischen Voraussetzungen gebieten eine weitgehend getrennte Betrachtung des kontinentalen Küstenwassers (Kompartiment 3 der Abbildung 2) einschließlich des Kompartiments 4 und des Wattenmeeres einerseits und der Nordsee andererseits.

Nährstoff-Frachten

NELISSEN und STEFELS haben 1988 eine differenzierte Abschätzung der Einträge von Nährstoffen verschiedener Herkunft vorgelegt, und dies (in den Spalten 1 bis 4 der

Tabelle) getrennt für vier verschiedene Kompartimente der Nordsee (Tabelle 1). Diese Kompartimente sind auf ihrer Kartenskizze (Abbildung 2) definiert. Das Kompartiment 4 entspricht dem Wattenmeer zuzüglich eines ca. 10 km breiten vorgelagerten Seegebiets. Der Zustrom von Atlantikwasser bei Schottland und durch den Kanal liefert den größten Beitrag zur Versorgung der Gesamt-Nordsee (Spalte 1) mit Nährstoffen. Er ist mit 83 % (N) bzw. 87 % (P) beherr-

schend und kann als kaum beeinflussbarer »natural background« der Nährstoffversorgung angesehen werden. Die Winterkonzentrationen an Phosphat und Nitrat waren 1973 im Nordatlantik höher als die in der mittleren Nordsee (GERLACH 1988b). Der Grund dürfte sein, daß der in Biomasse gebundene Anteil der Nährstoffe wegen des höheren Anteils der photischen Zone in der Nordsee größer ist als im Atlantik. Über die heutigen Nährstoffkonzentrationen in der mittleren Nordsee gibt es nur

Tab. 1: Abschätzung der Beiträge des Atlantik (über Nord und über Kanal), der Atmosphäre, der Flußfrachten und der Direkteinleitungen/Dumping an der Fracht (in 1000 t/Jahr) von Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor in die Nordsee. Die Nordsee-Kompartimente 1, 2, 3 und 4 werden in der Legende der Abb. 2 beschrieben.

Kompartiment	1	2	3	4
Stickstoff	Fracht %	Fracht %	Fracht %	Fracht %
Nordatlantik	7000 75	767 27	742 43	— —
Kanal	705 8	705 25	— —	88 9
Atmosphäre	400 4	220 8	53 3	17 2
Flüsse	1073 12	1000 36	890 52	890 86
Direkteinleitung und Dumping	129 1	114 4	28 2	28 3
Summe Stickstoff	9307 100	2806 100	1713 100	1023 100
Phosphor	Fracht %	Fracht %	Fracht %	Fracht %
Nordatlantik	1085 81	112 34	92 47	— —
Kanal	82 6	82 25	— —	10 9
Atmosphäre	20 2	10 3	2.4 1	0.8 1
Flüsse	111 8	96 29	92 47	92 83
Direkteinleitung und Dumping	35 3	31 9	8 5	8 5
Summe Phosphor	1333 100	331 100	194 100	111 100

unsichere Daten. Es ist durchaus möglich, daß sie auch heute noch niedriger liegen als entsprechende Werte des Atlantiks. Es ist wichtig, einzusehen, daß die Nordsee insoweit natürlicherweise ein nährstoffarmes Randmeer war (ist?), als ihre Primär- und Sekundärproduktion nährstofflimitiert war (ist?).

Der Anteil der Nährstoff-Fracht aus dem Atlantik an der Gesamtfracht nimmt beim Übergang auf die Kompartimente 2 und 3 (also in der Tabelle von links nach rechts) ab und wird für das Kompartiment 4, das Wattenmeer, unbedeutend. Die Fracht aus den Flüssen dagegen ist für die ganze Nordsee mit 12 bzw. 8% unbedeutend, wird aber im Wattenmeer mit 86 bzw. 83% beherrschend. Die Flußfrachten (in 1000 t/Jahr) bleiben in der Tabelle von links nach rechts ziemlich gleich, d. h. sie treffen das Wattenmeer nahezu voll und unvermindert, und wenn etwas von ihnen durch Vermischung in die freie Nordsee »verlorengeht«, kommt es aus der Atmosphäre und durch Direkteinleitung und Dumping wieder dazu. Wegen der Verkleinerung der Fläche geht auch der Beitrag der Atmosphäre in der Tabelle von links nach rechts zurück. Wir müssen neuerdings davon ausgehen, daß die Luftdepositionsdaten für Stickstoff die unterste Grenze der Schätzungen sind, weil der Ammonium-Anteil an der Stickstoff-Deposition bisher unterschätzt worden ist (ROELOFS et al. in diesem Band).

Nährstoff-Konzentrationen

Nährstoff-Konzentrationen im Seewasser wechseln in einem saisonalen Zyklus zwischen sehr niedrigen Werten im Sommer und wesentlich höheren im Winterhalbjahr. Hinter diesen saisonalen Schwankungen Langzeit-Trends zu erkennen, erfordert jahre- bis jahrzehntelange Messungen und »highly sophisticated« statistische Auswertung. Beides ist von Mitarbeitern der Biologischen Anstalt Helgoland (BAH) geleistet worden (RADACH und BERG 1986). Mit beispielloser Hartnäckigkeit sind seit 1962 Proben bei Helgoland-Reede ge-

nommen und chemisch und biologisch untersucht worden. Zu den Nordseeschutzkonferenzen 1984 und 1987 sind dann erste Auswertungen vorgelegt worden, wobei präzise differenziert worden ist zwischen Zeiten mit bzw. ohne Einfluß von Elbe-Wasser im Probenahmegebiet. Die Bundesrepublik präsentierte so die überzeugendsten und vollständigsten Daten, die es je über Umweltprobleme der Nordsee gegeben hat.

Die Nitrat-Winterkonzentrationen sind in der 23jährigen Beobachtungszeit angestiegen und haben sich verdoppelt. Phosphat stieg zunächst ebenfalls linear an und stagnierte in den letzten 7 bis 10 Jahren beim ca. 1,5fachen des Ausgangswertes. Das N/P-Verhältnis hat sich also zugunsten von N verschoben. Die Silikatkonzentrationen haben abgenommen, d. h. das N/Si- und das N/P-Verhältnis haben sich noch drastischer geändert.

Es ist nicht ganz einfach, die Bedeutung der Helgoland-Reede-Daten in Zusammenhang mit den Kompartimenten von NELISSEN und STEFELS (1988) zu klären. Im Bereich Helgoland, d. h. im Elbe-Mündungsbereich, pendeln die Salinitäts-Isolinien in Abhängigkeit vom Abfluß der Elbe und von Temperaturverhältnissen, entsprechend muß die Grenzlinie zwischen den Kompartimenten 3 und 4 variieren (für eine genauere Diskussion siehe GERLACH 1988b), und die Probenahmestelle kann zeitweise dem Kompartiment 3, zeitweise dem Kompartiment 4 zugerechnet werden. Funktionell unterscheiden sich diese beiden Kompartimente dadurch, daß 3 im Sommer geschichtet, 4 durchmischt ist. Die Auswertungen von RADACH und BERG (1986) zeigen den Nitrat-Anstieg sowohl unter »Kompartiment-3-Verhältnissen« höherer wie unter »Kompartiment-4-Verhältnissen« niedrigerer Salinität. Auch der Phosphat-Anstieg einschließlich der schon genannten Stagnation ab etwa 1975 wird unter beiden Bedingungen beobachtet. Daraus ergibt sich die Schlußfolgerung, daß Nitrat in beiden Kompartimenten steigt.

Sucht man die Gründe für den Anstieg der Nährstoffkonzentrationen, dann muß man die Änderungen der Frachten der verschiedenen Nährstoffquellen analysieren. Über einen Anstieg der Atlantik-Konzentrationen gibt es keine Informationen. Die Fracht von Stickstoff-Verbindungen aus der Atmosphäre nimmt zu, sie hat sich nach dänischen Messungen zwischen 1955 und 1977 annähernd verdreifacht. Daten über Trends der Nährstoff-Frachten der Flüsse überstreichen einen kürzeren Zeitraum als die Helgoland-Reede-Daten und sind deshalb weniger aussagekräftig. Für Rhein, Weser und Ems ergibt sich folgendes Bild:

Daten über die Rhein-Frachten von Gesamtphosphat, Ammonium und Nitrat liegen von 1976 bis 1986 für die Meßstelle Bimmen/Lobith vor (Abbildung 4 a-c, Internat. Kommission 1986). NELISSEN und STEFELS (1988) haben sie mit älteren Daten aus niederländischen Quellen kombiniert und einen Anstieg ab etwa 1945 dokumentiert. Gesamtphosphat hat seit 1976 abgenommen (Abbildung 4 a), bei Nitrat (Abbildung 4 c) wurde ein Anstieg bis 1981 und danach Stagnation festgestellt, die bei Berücksichtigung des abnehmenden Ammonium-Trends (Abbildung 4 b) zu einer leichten Abnahme-Tendenz wird. Bei der Weser müssen wir uns mit Konzentrationen anstatt Frachten behelfen. Die Gesamtphosphat-Konzentrationen stiegen von 1967 bis 1976 an und fielen von da ab bis 1985 wieder ab (Abbildung 5 a, ARGE Weser 1985). Nitratkonzentrationen (Abbildung 5 b) blieben ab 1977 konstant, die ab 1976 tendenziell abnehmenden Ammoniumkonzentrationen (Abbildung 5 c) waren niedrig und beeinflussten die Stickstoffkonzentrationen wenig. Die Gesamtphosphat-Frachten der Elbe bei Glückstadt (Tabelle 2, GEMEINSAMES BUND-LÄNDER-MESSPROGRAMM 1986) waren von 1980 bis 1985 konstant, die Gesamt-Stickstoff-Frachten hatten abnehmende Tendenz. 1986 und 1987 allerdings stiegen die Frachten als Folge hohen Abflusses stark an (pers. Mitteilung aus dem Umweltbundesamt).

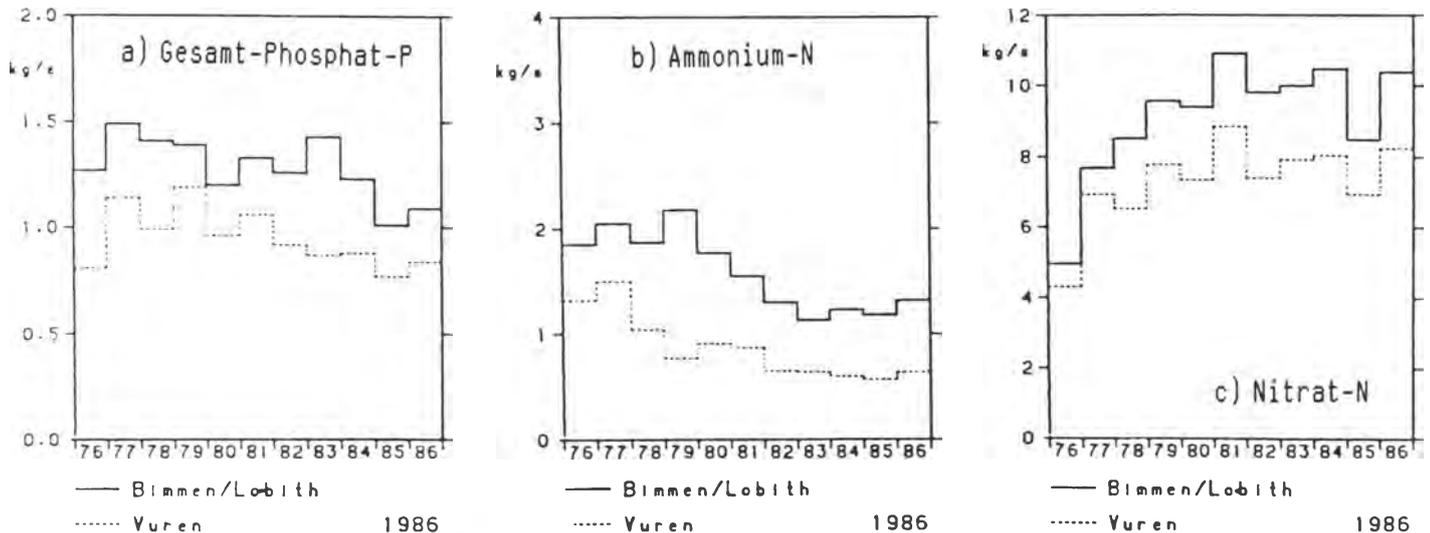


Abb. 4. Frachten des Rheins bei Bimmen/Lobith in kg/s Gesamt-Phosphat-Phosphor (a), Ammonium-Stickstoff (b) und Nitrat-Stickstoff (c). Internationale Kommission 1986.

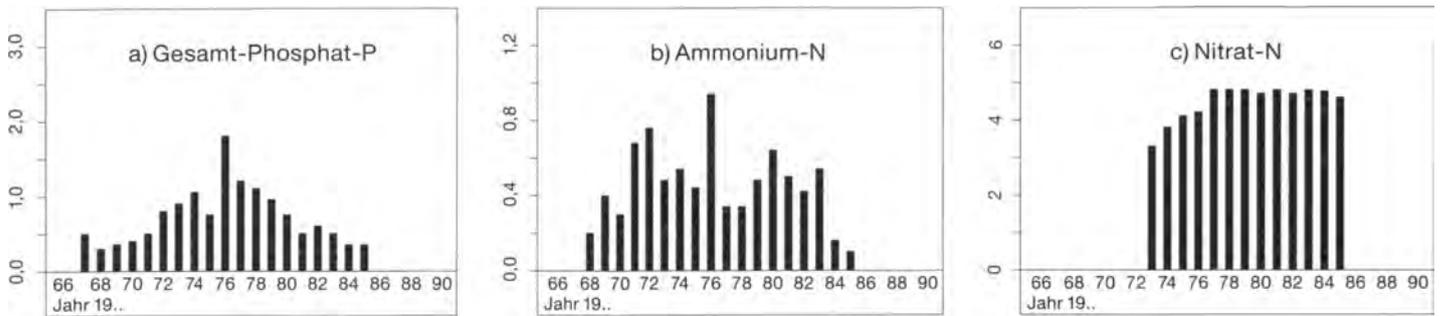


Abb. 5. Mittlere Konzentrationen in der Weser bei Brake an Gesamtphosphat (a), Ammonium (b) und Nitrat (c), jeweils in mg/l. ARGE Weser 1985.

Biologische Erscheinungen

Bis in einem flachen Nebenmeer mit überdurchschnittlich hoher Wind- und Wellenenergie Sauerstoffdefizite auftreten, muß der Eutrophierungsprozeß schon sehr weit fortgeschritten sein. 1981/82 wurden große Flächen mit weniger als 4 mg O₂ pro Liter vor der nordfriesischen und getrennt davon vor der jütländischen Küste gefunden (GERLACH 1984). Ihre Lage nördlich des Bereichs der Flußmündungen mit ihren Nährstoff-Frachten – auch hier ist man im Nachhinein klüger – war eigentlich voraussehbar, denn der Prozeß der Eutrophierung von der Primärproduktion bis zum Biomasse-Abbau braucht Zeit, und in dieser Zeit bewegt die Südwest-Nord-Strömung die belasteten Wasserkörper nach Norden. Selbst die Unterbrechung der Sauerstoff-Defizit-Zone in der Höhe von Esbjerg war naheliegend: Hier liegt die Untiefe »Horns Riff«, die für eine vorübergehende Vertikal-Durchmischung und damit für Sauerstoff-Anreicherung sorgt.

Unter ungestörten Umständen ist das Phytoplankton nährstofflimitiert, nicht lichtlimitiert. Noch in den ungewöhnlich sonnenscheinreichen Sommern 1975 und 1976 gab es keine problematischen Algenblüten, zu Pfingsten 1988 genügten zwei Wochen, um die *Chrysochromulina*-Blüte zu erzeugen. Im Jahr 1962 dauerte die Phase der Phosphat-Erschöpfung von Mai bis Oktober (d. h. keine weitere Biomassebildung möglich, die Biomasse war in dieser Zeit phosphatlimitiert). In den 80er Jahren hatte sich diese Zeit auf Mai-Juli verkürzt. Eine ähnliche Verkürzung hat sich für die Dauer der Nitratlimitierung ergeben: von sechs (Juni bis November) auf einen Monat (September). Der Umschlag von der Nährstoff- zur Lichtlimitierung ist also fast vollzogen. Wahrscheinlich haben uns nur die relativ sonnenscheinarmen Sommer 1987 und 1988 vor Schlimmerem bewahrt. Salopp formuliertes Ergebnis: *Die Nordsee verträgt gutes Wetter nicht mehr. Wissenschaftlicher formuliert: Die Nordsee ist sensitiver geworden sogar gegenüber Einflüssen, die noch uneingeschränkt innerhalb der normalen meteorologischen Schwankungsbreite liegen.*

Die Verschiebung des Silikat/Nitrat- und des Silikat/Phosphat-Verhältnisses zu Lasten des Silikats hat biologische Folgen. Die (silikatunabhängige) Flagellaten-Biomasse ist exponentiell angestiegen, die (silikatabhängige) Diatomeen-Biomasse

stagnierte (Angaben nach RADACH 1988). Am Startpunkt des Nahrungsnetzes hat sich das Artenspektrum also massiv verschoben. (Wir streben hinsichtlich biologischer Erscheinungen in diesem Bericht nicht Vollständigkeit an. Biologische Folgeerscheinungen erstrecken sich zweifellos über viele Glieder der Nahrungspyramide bis hin zu den Vögeln, wie G. VAUK et al. in diesem Band darstellt.)

Das Wort vom Umkippen eines Ökosystems, im landläufigen Sprachgebrauch bereits entfernt von der ursprünglichen Bedeutung des Umklappens einer aeroben in eine anaerobe Grundsituation, scheint hier angebracht: Änderung chemischer Grundparameter, hier der N/P/Si-Relationen, hat signifikante Verschiebung des Artenspektrums zur Folge, und: (vielleicht noch gewichtiger) *das Ökosystem schaltet von Nährstoff-Steuerung auf Licht-Steuerung um*. Das geht an die Wurzeln der Grundlagen des Ökosystems.

Entwicklungstrend des ökologischen Zustands der Nordsee

Die stetige Verschlechterung des ökologischen Zustands der Deutschen Bucht gehört mittlerweile zum umweltpolitischen Allgemeinwissen. Die Trends ab 1963, gemessen an Planktondichten und Eutrophierungs-Folgeerscheinungen, sind von RADACH 1988 überzeugend dargestellt worden. Die Beziehung zur Verschlechterung der Bedingungen, hier der seit 1963 steigenden Nährstoffkonzentrationen (RADACH und BERG 1986), ist offensichtlich. Die Stickstoffkonzentrationen steigen in einem linearen Trend an. Es gibt keine Hinweise auf eine Abnahme des Anstiegs. Die Daten für Phosphor sprechen für einen linearen Anstieg bis 1973, die Entwicklung seit 1974 kann mit einer Stagnation der

Konzentrationen gedeutet werden. Eine begründete Hoffnung auf eine Umkehr der Trends gibt es nicht. Es muß vermutet werden, daß die Eutrophierungs-Folgeerscheinungen so lange nicht abnehmen, wie die Nährstoff-Frachten nicht abnehmen, und auch dann bestenfalls mit einer kaum vorhersagbaren zeitlichen Verzögerung.

Nährstoffbelastung des Wattenmeeres

Ein Ergebnis der Diskussion der Daten von Tabelle 1 war, daß die Nährstoff-Frachten der Flüsse die Deutsche Bucht unvermindert treffen und belasten. Werden die bei Abbildung 1 angegebenen relativen Anteile der Frachten der wichtigsten Flüsse an der Nährstoffbelastung der Nordsee verwendet, um die relativen Anteile der an der Belastung des Wattenmeeres beteiligten Flüsse anzuschätzen, dann kommt heraus: Rhein/Maas 67,5 %, Schelde 6,5 %, Ems 2,6 %, Weser 6,5 % und Elbe 16,9 %.

Weil damit noch keine direkte Aussage über die Belastung des Wattenmeeres im Vergleich zu den anderen Komponenten gemacht wird, schätzen wir die Flächengröße der Kompartimente der Abbildung 2 und der Tabelle 1 und benutzen die Ergebnisse für eine Kalkulation der Belastung pro Jahr und Quadratkilometer (Tabelle 3). Die Wahl der Fläche als Bezugseinheit anstelle des Wasservolumens ist sinnvoll, weil der Umsatz der Nährstoffe lichtabhängig ist und der Lichteinfall flächenproportional ist. Der etwas überraschende Schluß ist, daß die jährliche Stickstoffbelastung des Kompartiments 4 nur 2,1mal so hoch ist wie die des Kompartiments 1 und daß der entsprechende Faktor beim Phosphor sogar nur 1,6 ist. Bedenkt man die Unsicherheiten, die hinter Zahlen wie denen

Tab. 2: Jahresmittelwerte des Abflusses (in m³/s) und der Fracht an Gesamt-Phosphor und Gesamt-Stickstoff (jeweils in t/Jahr) in der Elbe bei Glückstadt (Gemeinsames Bund/Länder-Meßprogramm 1986).

Nährstoff-Frachten der Elbe	Jahr	1980	1981	1982	1983	1984	1985
Jahresmittelwert des Abflusses (Q _{0M} m ³ /s)		1062	1209	802	664	623	583
Ges.-Phosphor (t P/a)		~13000	~13000	~11500	~11000	~12000	~11000
Ges.-Stickstoff (t N/a)		~223000	~285000	~200000	~160000	~150000	~155000
Querschnitt: Glückstadt (Süßwassergrenze)							

Tab. 3: Abschätzung der Fracht an Stickstoff (N) und Phosphor (P) in Tonnen pro Jahr in die Kompartimente der Abb. 2. Frachten aus Tabelle 1. Abschätzung der Flächengrößen der Kompartimente mit Hilfe der Quadrate der ICES-Boxen und ihrer Flächengrößen (entnommen aus NELISSEN und STEFELS 1988).

Kompartiment	Fläche km ²	N-Fracht gesamt	P-Fracht gesamt	N-Fracht pro km ²	P-Fracht pro km ²
1	575 000	9 307 000	1 333 000	16	2.3
2	216 000	2 806 000	331 000	13	1.5
3	77 000	1 713 000	194 000	22	3.7
4	30 000	1 023 000	111 000	34	3.7

der Tabelle 1 stehen, dann ist Vorsicht geboten: Es liegt zwar nahe, anzunehmen, daß das Wattenmeer pro Flächeneinheit höher mit Nährstoffen belastet ist als die Nordsee insgesamt, aber abschließend bewiesen ist es nicht. Und wenn die kalkulierten Faktoren insoweit richtig sein sollten, daß die Belastung des Wattenmeeres höher ist, dann scheint es im Bereich des Möglichen, daß die wattenmeer-spezifischen (der freien Nordsee fehlenden) Prozesse (siehe unten) diese Mehrbelastung bewältigen.

Zur Bewertung des ökologischen Zustands

Würden die Deutsche Bucht (Kompartimente 3 einschl. 4) und das Wattenmeer gleichartig oder ähnlich auf gleichartige oder ähnliche Belastungen reagieren, dann müßte sich das Wattenmeer in einem ebenso alarmierenden Zustand befinden wie die Deutsche Bucht. Die Wahrheit sieht anders aus.

Die Deutsche Bucht ist, wie verschiedene Indikatoren zeigen, offensichtlich an der Grenze ihrer Belastbarkeit angekommen, und trotz des Fehlens einvernehmlicher oder gar verbindlicher Bewertungsmaßstäbe wird ihr ökologischer Zustand zunehmend und unwidersprochen als schlecht bewertet. Der Zustand kann gekennzeichnet werden mit gesteigerter Sensitivität gegenüber meteorologischen Bedingungen, die noch eindeutig innerhalb der normalen Schwankungsbreiten liegen.

Die Unsicherheit der Bewertung ist beim Wattenmeer viel größer. Trotz vieler und energisch formulierter Sorgen sind großflächige und länger andauernde biologische Schäden bisher nicht beobachtet worden, wenn von lokalen, punktuellen Belastungen zuzuordnenden Erscheinungen abgesehen wird und wenn der Sonderfall des mit organischen Stoffen hoch belasteten (und gegen Ende der 70er und Beginn der 80er Jahre noch höher belasteten) Dollarts (BOEDE 1983) auch als solcher akzeptiert wird. Elastizität und Regenerationskraft des Wattenmeeres sind offensichtlich hoch, und nur wenige Aspekte der Biologie und des Chemismus sprechen bisher für das Erreichen von Grenzen der Belastbarkeit. Das Wattenmeer ist sogar zu der Ehre eines Etiketts gekommen, das ihm attestiert, »sich in einem vom Menschen nicht oder wenig beeinflussten Zustand (zu) befinden«, denn diese ist eine der vier in § 14 des Bundesnaturschutzge-

setzes genannten Bedingungen für die Einrichtung eines Nationalparks.

Das Wattenmeer verfügt über einige biologisch-chemische Prozesse, die der offenen Nordsee fehlen und die kompensierend und korrigierend an der Erhaltung des skizzierten Zustandes mitwirken:

- Geringe Wassertiefe und intensive Turbulenz sorgen für Verfügbarkeit von Sauerstoff im Wasserkörper und in der obersten Sedimentschicht: die aerobe Mineralisierung ist sehr aktiv.
- Anaerobe Mineralisierung in darunter liegenden Sedimentschichten, gekoppelt an Nitrat- und Sulfatreduktion, kommt dazu, versorgt mit abbaubarem Material durch Bioturbation und Produktion.
- Stickstoff aus Seewasser und aus Biomasse wird durch Denitrifikation in elementaren Stickstoff umgewandelt und aus dem System eliminiert.
- Hohe zeitliche und örtliche Fluktuation der Lebensgemeinschaften erzeugt einen »Flickenteppich« unterschiedlicher Sensitivität, so daß Angriffe und Katastrophen immer nur die jeweils sensitiven Bereiche, kaum aber das gesamte Wattenmeer treffen.
- Wattorganismen sind in extremer Weise »r-Strategen« mit sehr langdauernden Larvenfall-Perioden (HEIBER 1988), so daß immer und überall ein großes Wiederbesiedlungspotential vorhanden ist.
- Die unscharfe Grenze zwischen Eu- und Sublitoral einerseits und die Verbreitung vieler Wattorganismen über Eu- und Sublitoral andererseits garantieren ein Wiederbesiedlungspotential auch nach großflächigen, das Eulitoral erfassenden Katastrophen, wie etwa einem Eiswinter (HEIBER 1985).

Die Kenntnisse über diese Prozesse reichen noch nicht aus, um die Stabilität des Wattenmeeres zu verstehen. Die Aufzählung kann auch deshalb nicht beruhigen, weil Phosphat im Sediment akkumuliert wird und weil Schwermetalle irreversibel im Sediment gebunden und ebenfalls akkumuliert werden. Weder die Kapazität der Sedimente noch die Bioverfügbarkeit der gebundenen Schadstoffe sind bekannt.

Vor diesem ambivalenten Hintergrund verwundert es nicht, daß die Bandbreite der Bewertung des ökologischen Zustandes von der positiven umweltpolitischen Einschätzung reicht bis zum »es ist 5 vor Zwölf« der Umweltschützer, die spätestens nach dem Seehundsterben plausible Gründe für ihre Bewertung zu haben glauben.

Entwicklungstrend des ökologischen Zustands des Wattenmeeres

Bei der Frage nach Trends der Entwicklung des ökologischen Zustands des Wattenmeeres sind zunächst die Trends der Bedingungen, hier vor allem die Trends der Fluß-Frachten, zu berücksichtigen. Demnach gibt es Anzeichen dafür, daß die Zunahme der Frachten gestoppt werden konnte.

Bei der Frage nach dem Trend des ökologischen Zustandes selbst gibt es im Gegensatz zur Nordsee bisher keine allgemein bekannten oder zugänglichen Erscheinungen, die geeignet wären, ein umweltpolitisches Meinungsbild zu erzeugen. Wir sind auf einige wenige langfristige Beobachtungsreihen und Datenvergleiche angewiesen, deren Ergebnisse eher Indikatorwert haben, als daß sie den ökologischen Zustand beschreiben.

Bei einem Langzeitvergleich zwischen Daten von LINKE 1939 und den Ergebnissen eigener Erhebungen von 1975–1977 fand MICHAELIS (1987) keine signifikanten Veränderungen der Biomassedichte und Artendiversität im Jadebusen. Ähnlich konnten REISE und SCHUBERT (1987) bei der Prüfung sogar 60 Jahre alter Daten über subtidale Makrofauna im nordfriesischen Wattenmeer keine überzeugenden Anhaltspunkte für eine Verschlechterung des ökologischen Zustandes finden. Im westlichen Wattenmeer sind die Biomassedichten nach BEUKEMA (1987) von 1970 bis 1984 etwa auf das Doppelte angestiegen, die Beiträge einzelner Arten zur Biomassedichte z. T. noch viel stärker (BEUKEMA und CADEÉ 1986). Ebenfalls im westlichen Wattenmeer verdoppelten sich sowohl die Mikrophytobenthos-Produktivität wie auch der »standing stock« des Mikrophytobenthos-Chlorophylls von 1968 bis 1981 annähernd (CADEÉ 1984).

Soweit die wenigen Angaben über die Entwicklung autochthoner Primär- und Sekundärproduktion im Wattenmeer. POSTMA weist 1984 darauf hin, daß das Wattenmeer »Senke« von Primär- und Sekundärprodukten der Nordsee ist. Er postuliert eine »line of no return« (Abbildung 6), über die ein einsinniger Transport von Plankton und Detritus in Richtung Wattenmeer erfolgt und die ungefähr die Lage des eingangs diskutierten Frontensystems hat. Insofern steht das Wattenmeer dann doch unter den Folgen der Eutrophierungsprozesse der Nordsee: Eine Komponente der Belastung mit abbaubarem organischen Kohlenstoff ist diese allochthone Partikel-fracht, die in dem Maße ansteigen dürfte, wie die Planktondichten in der Nordsee steigen. Die genannten Biomassezunahmen dürften eine Folgeerscheinung sein, wären also der Eutrophierung zuzurechnen.

Es gibt also einige Anzeichen von und Hinweise auf Veränderungen, bei denen ein Zusammenhang mit Nährstoffbelastung naheliegt. Ihre gemeinsame Erscheinungsform ist die steigende Versorgung

mit abbaubarem biogenem Kohlenstoff und damit eine steigende Belastung des Sauerstoff-Haushalts des Wattenmeeres. Das Ergebnis wird ein Absinken des relativen Anteils aerober und ein Anstieg des Anteils anaerober Mineralisierung sein. Als beobachtbare Folgeerscheinung wird der Reduktionshorizont höher steigen. Solange über ihm noch eine aerobe Wattoberfläche vorhanden ist, deren mikrobiologische Aktivität ausreicht, um Produkte der anaeroben Mineralisierung sauerstoffabhängig zu oxidieren, werden biologische Schäden kaum auftreten. Der Reduktionshorizont kann aber die Wattoberfläche erreichen. Dies ist flächenweise in dem in den 70er/80er Jahren hoch belasteten Dollart beobachtet worden und tritt zunehmend auf kleinen Flächen des Wattenmeeres auf, und zwar an Orten, wo eine Beziehung zu lokalen Belastungen nicht erkennbar ist. Die erste Folge ist der Übergang von toxischem Sulfid aus dem Sediment in den Wasserkörper mit verheerenden Wirkungen für die Benthosorganismen. Außerdem werden adsorbierte Schwermetalle mobilisiert und werden damit bio-verfügbar, und ähnliches gilt von Phosphat, so daß der Eutrophierungseffekt den Nährstoff freisetzt (selbstverstärkender Effekt).

Dennoch ist die Feststellung, daß die ökologische Qualität des Wattenmeeres im Gegensatz zur Deutschen Bucht zur Zeit relativ gut ist, kaum widerlegbar.

Ansätze für ein prognostisches Modell

Der gedankliche Ansatz ergab sich aus dem Versuch, biologische Folgen der Belastung der Jadebusen-Watten durch Wilhelmshaven und die Siel einläufe nachzuweisen, wobei das Wangerooger-Spiekeroger Rückseitenwatt als Vergleichsfläche benutzt wurde (ARSU 1988). Die sorgfältige Analyse der Bedingungen (hier Schadstoffe einschließend), unter denen die Wattflächen stehen, und des Zustandes, in dem sie sich befinden, führte zu einem ebenso klaren wie unerwarteten Ergebnis: Der Zustand des Ökosystems ist besser als die Bedingungen, unter denen es steht.

In Abbildung 7 ist dies zu jedem dargestellten Zeitpunkt der Fall: Die Gerade für die Qualität der Bedingungen liegt unter der für die Qualität des Zustandes des biologischen Systems. Die gegenseitige Lage der Geraden ist zu erklären mit der zeitlichen Verzögerung zwischen Zustand und biologischer Folge des Zustands. Die Verschlechterung der Bedingungen könnte möglicherweise, wie oben dargestellt, aufgehalten werden (z. B. durch Errichtung und Verbesserung von Abwasser-Reinigungsanlagen an den Flüssen). In der Abbildung geht deshalb die abfallende Bedingungen-Linie als Alternative in eine waagerechte über. Als hypothetischer Zeitpunkt dieser Verzweigung könnte ca. 1977 bis 1980 angenommen werden. Das Modell erwartet, daß auch die Verschlechterung des Zustandes des biologischen Sy-

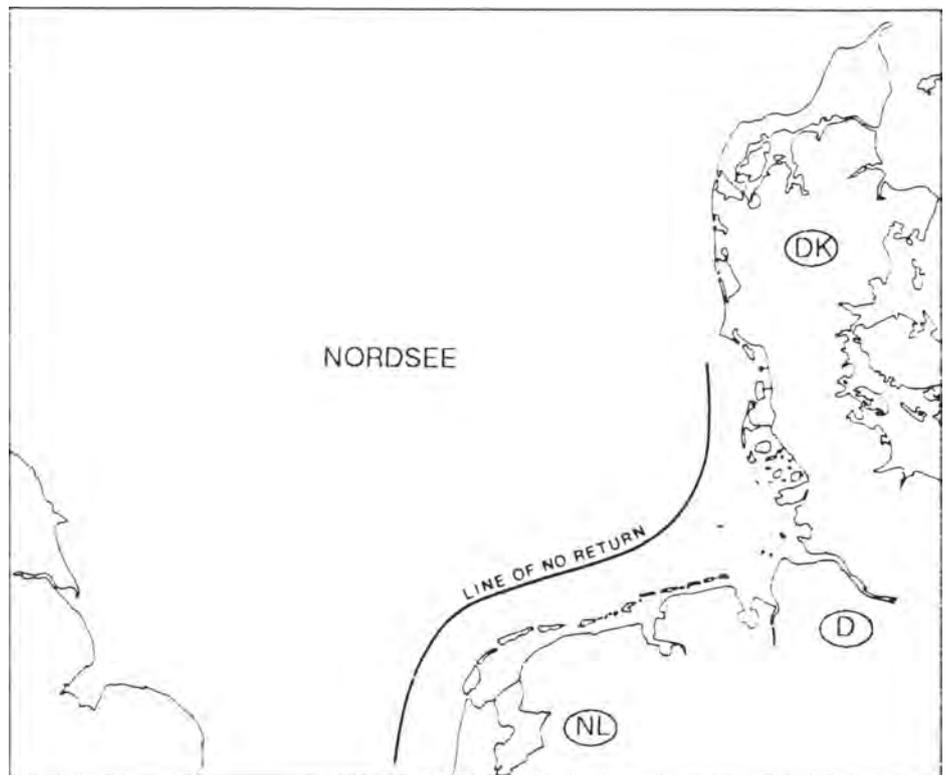


Abb. 6. »Line of no return« nach POSTMA 1984. Die Linie trennt ein seewärtiges Meeresgebiet, in dem die Primärproduktion höher ist als die Mineralisierung, von einem landseitigen, in dem die Mineralisierung höher ist als die Primärproduktion.

stems irgendwann aufhören könnte, d. h. die obere abfallende Linie geht auch irgendwann in eine waagerechte über, aber diese Verzweigung gehört zu einem späteren (Pfeil) Zeitpunkt. Wir halten dieses Modell für naheliegend, aber für falsch. Es trifft nicht zu, daß sich der Zustand des biologischen Systems ebenso graduell, wenn auch zeitlich verzögert, verschlechtert wie die Bedingungen.

Mit Abbildung 8 wird eine Alternative vorgeschlagen. Sie berücksichtigt, daß sich der Zustand des biologischen Systems trotz Verschlechterung der Bedingungen bisher nicht wesentlich verschlechtert hat. Es soll nicht behauptet werden, daß gar keine Verschlechterung eingetreten ist, deshalb fällt die Linie leicht ab. Irgend-

wann sind die aerobe Mineralisierungskapazität, die Akkumulations- und Eliminationskapazität überfordert. Die dazu gehörende Erscheinung dürfte das Auftreten anaerober Sedimente an der Wattoberfläche sein. Für eine davon betroffene Wattfläche bedeutet das den ökologischen Absturz, beschrieben mit der steil abfallenden Linie. Die eingezeichnete zeitliche Verzögerung beschreibt hier die Zeit zwischen Beginn einer überfordernden Fracht und dem »Umkippen«. Von entscheidenden Fragen haben wir keine Ahnung: Kann das Umkippen ausgeschlossen werden lediglich durch Stagnation der Frachten (wie in Abbildung 7 optimistisch vermutet) oder müssen die Frachten deutlich sinken? Was bedeutet flächenweises Umkippen für das Wattenmeer? Wird es zu synchronen Er-

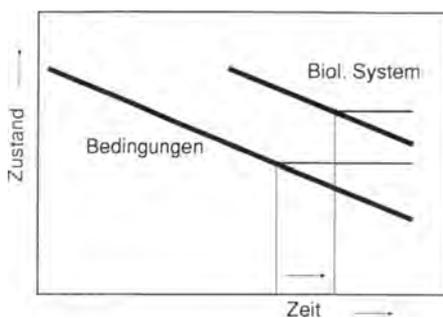


Abb. 7. Modellhafte Vorstellung von der Entwicklung der Qualität des Ökosystems Wattenmeer in Abhängigkeit von der Entwicklung der Bedingungen (hier vor allem Nährstoff-Frachten). Beachte, daß das biologische System einer Änderung der Bedingungen mit einer Verzögerung folgt. Annahme: Der Zustand des biologischen Systems folgt der linearen Änderung der Bedingungen linear mit Zeitverzögerung.

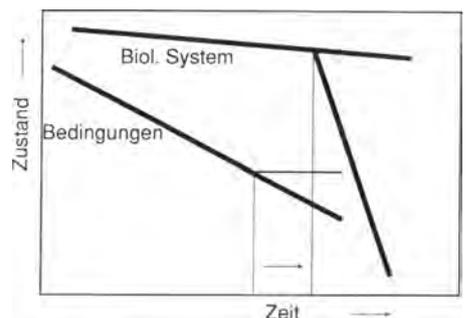


Abb. 8. Alternative zur modellhaften Vorstellung der Abbildung 7. Annahme: Der Zustand des biologischen Systems ändert sich bei Verschlechterung der Bedingungen nicht oder nur langsam bis zu einem Punkt, wo die Pufferkapazität erschöpft ist. Auch hier folgt das biologische System der Änderung der Bedingungen mit zeitlicher Verzögerung.

scheinungen kommen oder reagieren einzelne Flächenelemente unabhängig voneinander?

Im Fall Nordsee hat die Überzeugung von einer größeren Labilität noch nicht dazu geführt, Art, Ort und Zeitpunkt von Erscheinungen prognostizieren zu können. Im Fall Wattenmeer sind wir von solchen Fähigkeiten noch viel weiter entfernt. Wir werden sie aber entwickeln müssen, sonst laufen wir in die Gefahr, dem Wattenmeer wegen seiner Pufferkapazität zu viel zuzumuten. Das Vorsorgeprinzip allein wird nicht ausreichen, dies zu verhindern, denn Vorsorge, die nur auf Vermutung beruht, ist nicht durchsetzbar.

Maßnahmen gegen die Eutrophierung der Nordsee und des Wattenmeeres

Maßnahmen sind nur realistisch, wenn klare Entwicklungsziele gesetzt und konsequent beachtet werden. Die Eutrophierung der Nordsee bekämpfen zu wollen, ist sinnlos, denn im Sinne des Kompartiments 1 kann die Nordsee kaum als eutrophiert gelten. Das gilt auch für Kompartiment 2. Realismus beginnt bei Bekämpfungsstrategien im Kompartiment 3, wo die prinzipiell beeinflussbare Flußfracht die Hälfte der Belastung bringt. Alles andere ist globaler Natur mit unerreichbaren Zeitdimensionen.

Erfolgersprechend ist die Bekämpfung der Eutrophierung in Kompartiment 4 und somit dem Wattenmeer, denn hier ist der Anteil der Belastung aus den Flüssen 80 bis 90 %, und seine Reduzierung ist entscheidend. Programme des Bundes und der Küstenländer mit dem Ziel der Modernisierung von Kläranlagen und ihrer Ausstattung mit »3. Reinigungsstufen« (Phosphatfällung) sind Schritte in die richtige Richtung. Sie sind teuer und benötigen Zeit, und wir wissen nicht, wieviel Zeit wir haben. Deshalb sind auch innerhalb dieser Programme entschiedene Entwicklungsziele und Prioritäten nötig. Primäres Entwicklungsziel ist in diesem Fall die Wattenmeer-Vorsorge. Die Fluß-Sanierung ist dann sekundäres Entwicklungsziel. Für das primäre Entwicklungsziel muß die Priorität der Kläranlagen-Modernisierung lauten: Zuerst die ins Salzwasser, dann die ins Brackwasser einleitenden Kläranlagen, danach Reihenfolge nach Maßgabe steigender Entfernung vom Wattenmeer. Grund: Eine Kläranlage bzw. Nährstoffeinleitung ist im Hinblick auf das Wattenmeer um so unbedenklicher, je länger die zwischengeschaltete Eliminations- und Kontrollstrecke des Flusses ist. Alles bleibt aber vergeblich, werden nicht die diffusen Belastungen aus der Landwirtschaft nach gleichen Grundsätzen vermindert.

Definiert man als primäres Entwicklungsziel die Fluß-Sanierung, würde man umgekehrt vorgehen. Gelte es, zwischen diesen beiden Entwicklungszielen zu entscheiden, dann gäben wir dem Wattenmeer den Vorrang, denn während die Verschlechterung der ökologischen Qualität der Flüsse gestoppt werden konnte, ist das Nordsee-Kompartiment 3 eindeutig, das Wattenmeer wahrscheinlich im Abwärts-Trend.

Kausalzusammenhänge

Das Verursacherprinzip als Grundlage unseres Immissionsrechts läßt uns im Falle von Umweltschäden nach dem Verursacher suchen. Es gibt Fälle der klaren Zuordnung von Schaden und Verursacher wie Vogelverölungen und Öleinleitung oder Fischkrankheiten und Dünnsäure-Verklappung. In allen anderen Fällen ist es sehr schwierig, biologische Schäden definierten Verursachern, und sei es auch nur einer Flußmündung in ihrer Pauschalität, anzulasten. Der direkte Schadstoff-»Pfad« vom Emittenten zur Immissionsstelle ist nicht nachvollziehbar.

Solche Erkenntnisse sind fatal, denn sie erschweren Maßnahmen. Wir werden aber lernen müssen, die Zusammenhänge anders zu sehen: Nordsee und Wattenmeer leiden unter der überregionalen und globalen Belastung, hier der Flüsse, der flußmündungs-beeinflußten Meeresteile und der Atmosphäre. Zu dieser globalen Belastung leisten alle ihre Beiträge, die küstennahe Industrie und Landwirtschaft, das ferne Ruhrgebiet, und weit, weit darüber hinaus. Die Suche nach dem direkten Verursacher ist bis auf Sonderfälle müßig. Die Gesamtbelastung muß niedriger werden, und jede dazu geeignete Maßnahme muß ergriffen werden, und scheint ihr Beitrag zunächst auch noch so verzweifelt klein.

Herrn Prof. Dr. S. GERLACH, Kiel, danke ich für eine kritische Durchsicht dieses Beitrags.

Literatur

- ARGE Weser, 1985: Zahlentafeln der physikalisch-chemischen Untersuchungen. Bremen.
- ARSU (Arbeitsgruppe für regionale Struktur- und Umweltforschung GmbH), 1988: Ökologische Potential- und Belastungsanalyse Jadebusen. – Endbericht an die Stadt Wilhelmshaven und an das Umweltbundesamt. Oldenburg.
- BEUKEMA, J. J., 1987: Eutrophication of the North Sea: reason for satisfaction or concern? In: Proc. 2nd North Sea Seminar, Werkgroep Noordzee Amsterdam, pp. 27–38.
- BEUKEMA, J. J.; CADEÉ, G. C., 1986: Zoobenthos responses to eutrophication of the Dutch Wadden Sea. – *Ophelia* 26, 55–64.
- BOEDE, 1983: Biologisch Onderzoek Eems-Dollard-Estuarium. Boede-Publicaties en verslagen No. 1. Den Burg/Texel.

- CADEÉ, G. C., 1984: Has Input of Organic Matter into the Western Part of the Dutch Wadden Sea Increased during the last Decades? – Netherlands Institute for Sea Research, Publ. Ser. 10, 71–82.
- GEMEINSAMES-BUND/LÄNDER-MESSPROGRAMM für die Nordsee, 1986: Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Nordsee über das Fluß-System der Elbe: Wassergütemessungen im Küstenbereich der Bundesrepublik Deutschland. Hannover.
- GERLACH, S. (ed.), 1984: Oxygen Depletion 1980–1983 in Coastal Waters of the Federal Republic of Germany. – Bericht Nr. 130, Institut f. Meereskunde, Kiel.
- 1988a: Von Seehundsterven und Algenblüten angeregte Gedanken über pathogene Keime im Phytoplankton und über toxische Effekte von mit Phytoplankton vergesellschafteten Bakterien. – Verhandlungen der 32. Jahrestagung des Ernährungswissenschaftlichen Beirats der deutschen Fischwirtschaft 5.–6. 11. 1988.
 - 1988b: Nutrients – an overview. In: P. J. NEWMAN and A. R. AGG (ed.), Environmental Protection of the North Sea. – Oxford: Heinemann Professional Publ. Ltd.
- HEIBER, W., 1985: Möglichkeiten der Wiederbesiedelung von Wattflächen nach »Umweltkatastrophen«. – *Seevogel* 6, 89–97.
- 1988: Die Faunengemeinschaft einer großen Stromrinne des Wurster Wattengebiets (Deutsche Bucht). – Dissertation. Bonn.
- Internationale Kommission zum Schutz des Rheins gegen Verunreinigungen, 1986: Zahlentafeln der physikalisch-chemischen Untersuchungen des Rheinwassers. Koblenz.
- LINKE, O., 1939: Die Biota des Jadebusenwatts. – *Helgol. Wiss. Meeresunters.* 1 (3).
- MICHAELIS, H., 1987: Bestandsaufnahme des eulitoral Makrobenthos im Jadebusen in Verbindung mit einer Luftbild-Analyse. – *JBer. Forschungsstelle Küste* 38, 13–97, mit 23 Tabellen und 15 Anlagen.
- NELISSEN, P. H. M.; STEFELS, J., 1988: Eutrophication in the North Sea. – Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Rapport 1988, 4. Den Burg.
- POSTMA, H., 1984: Introduction to the symposium on organic matter in the Wadden Sea. – Netherlands Institute for Sea Research. Publ. Ser. 10, 15–22.
- QSR (Quality Status Report), 1987: 2nd Int. Conference on the Protection of the North Sea. A report by the Scientific and Technical Working Group. London.
- RADACH, G., 1988: Welche Entwicklung nimmt das Ökosystem in der Deutschen Bucht? – Mitteilungen Nr. 2/1988 der Deutschen Gesellschaft für Meeresforschung, Hamburg.
- RADACH, G.; BERG, J., 1986: Trends in den Konzentrationen der Nährstoffe und des Phytoplanktons in der Helgoländer Bucht (Helgoland Reede Daten). – *Berichte der Biologischen Anstalt Helgoland* 2. Hamburg.
- REISE, K.; SCHUBERT, A., 1987: Macrobenthic Turnover in the subtidal Wadden Sea: the Norderaue revisited after 60 years. – *Helgoländer Meeresunters.* 41, 69–82.

Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. Thomas Höpner
Institut für Chemie und
Biologie des Meeres
Universität
Postfach 2503
2900 Oldenburg

Wirkung diffuser Stoffeinträge auf limnische Lebensgemeinschaften

Von Christiane Krambeck

Einleitung

Diffuse Einträge in Gewässer sind so alt wie die Gewässer selbst. Schon immer wurden Stoffe in Gewässer eingeschwemmt und geweht (WETZEL 1975). Im Rahmen der Eutrophierung von Gewässern haben diese Prozesse jedoch erst Anfang der siebziger Jahre zunehmende Aufmerksamkeit auf sich gezogen, als klar wurde, daß dem Problem Eutrophierung mit Abwasserreinigung allein in vielen Fällen nicht beizukommen war. Als »diffus« gelten alle Einträge, die nicht aus Kläranlagen kommen und/oder von Wetterereignissen abhängen. Herkunft und Wirkung diffuser Stoffeinträge sind damit per Definition räumlich und zeitlich kaum exakt zu orten und gelten insgesamt auch als schwer kontrollierbar.

Für diffusen Transport von Stoffen in Gewässer gibt es mehrere Wege: 1. Staub- und Regenniederschläge, 2. Oberflächenabschwemmung und 3. Versickerung und Grundwassertransport. Die Wege einzelner Stoffe hängen von ihrem Löslichkeits- und Absorptionsverhalten ab, das Ausmaß des Transports von Faktoren wie Bodeneigenschaften, Geländestellheit, Klima, Bewuchs und Grundwasserspiegel. Menschliche Aktivitäten haben die meisten dieser Rahmenbedingungen einschneidend verändert, und auch das Spektrum diffus transportierter Stoffe. Schwefel- oder auch PCB-Niederschläge (RONNEAU et al. 1985, FRANK et al. 1980) seien hier stellvertretend für industrielle Emissionen genannt, die primär meist unbeabsichtigte, toxische Wirkungen haben, im Gegensatz zu den in der Land- und Forstwirtschaft gezielt verwendeten Bioziden (OECD 1986; LAWA 1988). In Gewässern verfrachtet, führen solche Umweltgifte zu sehr spezifischen und noch kaum begriffenen ökotoxikologischen Veränderungen. Was bekannt ist, soll im zweiten Teil dieses Vortrags skizziert werden. Vorher möchte ich auf die besser verstandene Eutrophierung von Gewässern eingehen.

Eutrophierung

Der Flächenverbrauch an Düngern (N, P, K₂O) ist in Mitteleuropa sehr hoch (1965: bei 100–500 kg/ha Land [VOLLENWEIDER 1971], 1980: bis 700 kg/ha [OECD 1986]). Außerdem fallen bei hohem Fleischkonsum und entsprechenden Einfuhren von Futtermitteln soviele Nährstoffe in Form tierischer Exkremente an, daß Mineraldünger eigentlich überflüssig sind (OECD 1986). Gülle düngung ist aber mit Transport- und Dosierungsproblemen verbunden, die zu lösen unbequemer ist als die Mineraldüngeranwendung. Und so wird

ein Großteil der Gülle als Abfall »beseitigt«, mit katastrophalen Folgen für betroffene Gelände und angrenzende Gewässer. Außerdem ist der Energieaufwand zur synthetischen Stickstofffixierung (Haber-Bosch-Verfahren, 8700 kcal pro kg) enorm, und so macht der Bedarf an N-Düngern z. B. bei modernem Maisanbau rund ein Drittel des insgesamt nötigen Energieaufwandes aus (GABOR et al. 1976). Damit trägt die Herstellung synthetischer N-Dünger auch noch zu Versauerungsproblemen bei.

Die Geschichte der Intensivierung der Landwirtschaft spiegelt sich konsequent im Nitratgehalt des Grundwassers (OECD 1986) und in den Sedimenten der Seen wider. Einige Seen, in deren Einzugsgebiet nicht gedüngt wird, wie z. B. der Schöensee, verzeichnen keine nennenswerten Veränderungen, andere dagegen, wie etwa der große Plöner See, zeigen einen exponentiellen Anstieg ihrer Sedimentationsraten (HOFMANN 1986). Erst Ende der 60iger Jahre fiel auf, daß stetig verbesserte Abwasserklärung allein die Überdüngung vieler Gewässer nicht rückgängig machen konnte. Eine nordamerikanische Arbeitsgruppe schlüsselte in den 70er Jahren die Phosphatbelastung der Great Lakes wie folgt auf: der Anteil aus Kläranlagen betrug je nach Besiedlungsdichte nur 10–30 %, 10 % stammten aus Niederschlägen und ein bis zwei Drittel aus landwirtschaftlichen Flächen (ONGLEY 1982). Weitere Untersuchungen, z. B. für den Bodensee (BÜHRER und WAGNER 1982), kamen zu ähnlichen Ergebnissen. Inzwischen liegen sehr genaue Dokumentationen auch für kleinere Gewässer vor, von denen zwei hier kurz vorgestellt werden sollen. Die ökologischen Folgen sind je nach Gewässertyp sehr unterschiedlich.

Von einem dänischen, 146 km langen Fluß, der Gudena, (HEISE 1984) werden jährlich etwa 500 t N und 160 t P aus punktförmigen Quellen ins Kattgat verfrachtet, im Vergleich zu 2500 t N und 40 t P aus anderen, also »diffusen« Quellen. Da die Gudena durch eine Reihe von Seen fließt, sedimentieren vorher von den insgesamt transportierten Nährstoffmengen etwa 1200 t N und 100 t P. Im gesamten Gewässerverlauf überwiegen diffuse N-Einträge, im Oberlauf auch diffuse P-Einträge. Die P-Belastung des Unterlaufs wird demgegenüber vor allem von den Abwässern der Städte Silkeborg, Tange und Randers bestimmt. Wie weit die diffuse Stickstoffbelastung im Unterlauf über Land oder aus der Luft erfolgt, ist offen: Ein Defizit im N-Eintrag in Relation zum P-Eintrag wird gewöhnlich durch das Auftreten von Algenarten kompensiert, die Luftstickstoff fixieren

können. Da Nährstoffe ganz allgemein nicht lange ungebunden bleiben, weisen Frachten meist ungefähr das stöchiometrische Verhältnis von N und P in Biomasse auf (ca. 12 : 1).

Flüsse verkraften wegen ihrer besseren Durchlüftung (keine Remobilisierung von P aus anaeroben Sedimenten) um etwa eine Größenordnung mehr Nährstoffe als Seen, und so ist die Gudena trotz dieser Belastung ein mesotrophes Forellengewässer mit Stein- und Eintagsfliegen im Oberlauf. Die Artenzahl der submersen Makrophyten nimmt vom Oberlauf (19 Arten) zum Mittel- und Unterlauf hin ab (8 Arten). Von den ca. 550 Quellflüssen sind nur noch 15 % ungestört und so etwa als Laichgewässer für Lachse geeignet, deren Wanderungen im übrigen sowieso von einem Staudamm im Unterlauf und von intensiver Netzfischerei im Randersfjord unterbunden werden. Auch sonst werden Fauna und Flora stellenweise nicht vorrangig durch stoffliche Belastungen beeinflusst, sondern mehr durch mechanische Maßnahmen, meist zur Beschleunigung des Wasserabflaus.

Dieser Umriss von den individuellen Problemen der Gudena mag illustrieren, daß diffuse Stoffeinträge nicht isoliert betrachtet werden dürfen, wenn es um die Optimierung der Artenvielfalt in einem Gewässer geht. Bei allen lokalen Besonderheiten lassen sich jedoch einige allgemeine Schlüsse ziehen: Flußoberläufe sind weniger produktiv als Unterläufe und entsprechend empfindlicher. Sie bedürfen daher besonderen Schutzes, auch vor diffusen Stoffeinträgen, zumal von »oben« auch flußabwärts gelegene Bereiche wiederbesiedelt werden können, sei es nun nach Unfällen (CAIRNS und DICKSON 1977) oder nach Sanierung etwa von Abwasser-Belastungen. Flußunterläufe sind in der Regel von Natur aus nährstoffreich und beherbergen entsprechend Arten, die toleranter gegenüber Eutrophierungserscheinungen sind. Auch wegen der höheren Besiedlungsdichte fallen hier also direkte Abwasser-einleitungen mehr ins Gewicht als diffuse Nährstoffbelastungen. An diffusen Einträgen stören in manchen, auch großen Flüssen vor allem Sedimentfrachten, die mit landwirtschaftlichen Aktivitäten zunehmen und z. B. die Dynamik von Alpenrandflüssen stark verändern (KAULE 1986).

An Schutzmaßnahmen bieten sich zunächst landwirtschaftliche Extensivierung bzw. eine sorgfältige Minimierung des Düngereinsatzes im Einzugsbereich empfindlicher Gewässerabschnitte an (LAWA 1988). Weiter wirken sich erosionsvermindernde Bewirtschaftungsmethoden (GEB-

HARDT et al. 1985) positiv auf die Artenzahl in ländlichen Flußläufen aus (LENAT 1984). Schutzstreifen aus Wald oder Feuchtgebieten dämpfen darüber hinaus den Flächenaustrag aus angrenzendem Gelände allein schon deswegen, weil sie auch den Grundwasserspiegel anheben (YARBRO et al. 1984). Außerdem wird ein Teil des Stickstoffs in solchen Schutzstreifen durch Denitrifikation entfernt (LOWRANCE et al. 1984).

Die Belastung des Grebiner Sees in Schleswig-Holstein (größte Länge, Breite und Tiefe: 845 m, 470 m, 25 m; OHLE 1982) beruht allein auf diffusen Quellen. Jährlich werden etwa 450 kg P und 2000 kg N aus der Umgebung eingetragen, das meiste davon durch Oberflächenabschwemmung, ein geringer Teil durch Drainagen und über Niederschläge. Obwohl hier nur 3–5 % des aufgebracht P-Mineraldüngers per Oberflächenerosion in den See verfrachtet werden, reicht der Flächenaustrag (ca. $1,7 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), um den See zu überdüngen. Heute ist der Grebiner See eutroph, das bedeutet, daß sein Tiefenwasser während der sommerlichen Schichtung sauerstofffrei ist, weil die während der winterlichen Durchmischung zugeführte, gelöste Menge Sauerstoff nicht mehr zum Abbau der absinkenden Algen ausreicht. Problematisch ist die Rücklösung von sedimentiertem Phosphor unter solchen anaeroben Bedingungen. Die Bedeutung der Festlegung von P im Sediment läßt sich ermessen, wenn man berücksichtigt, daß diesem See übers Jahr etwa dreimal so viel P zugeführt wird, wie in seiner gesamten Wassersäule vorhanden ist (150 kg P). Solange das Tiefenwasser aerob bleibt, schluckt ein See sozusagen »gutmütig« die zugeführten Nährstoffe, sobald anaerobe Bedingungen auftreten, tritt eine Rückdüngung aus den Sedimenten ein, die oft ausreicht, um Seen noch lange eutroph zu halten, nachdem äußere Belastungen abgestellt sind. Die Empfindlichkeit von Seen nimmt entsprechend mit ihrer mittleren Tiefe ab und mit der Wasserverweilzeit zu. Nach Vollenweiders Modell (1976) wäre für den Grebiner See bei einer mittleren Tiefe von 10 m und einer Wasserverweilzeit von 10 Jahren schon etwa ein Sechstel der zugeführten Menge kritisch. Die atmosphärische Belastung beträgt vergleichsweise zwar nur 4 % (18 kg P) der Gesamtbelastung, das ist aber immerhin schon ein Viertel der kritischen Zufuhr, »kritisch« jedenfalls für den Übergang von einem meso- zu eutrophen Zustand. Diese Beurteilung ergibt sich aus einem Schema für die Bedenklichkeit von atmosphärischen Einträgen (BREZONIK 1976), das auf dem Modell von Vollenweider aufbaut.

Anfang dieses Jahrhunderts entwickelte THIENEMANN (1913, 1914) eine Unterscheidung von Seetypen anhand ihrer sommerlichen Sauerstoffschichtung. Seen mit einer »orthograden« Sauerstoffverteilung, also annähernd 100 % Sauerstoffsättigung bis zum Seeboden, sind oligotroph. Thienemanns Untersuchungen zu diesem

Seetyp stammen aus den Eifelmaaren, die aufgrund ihrer vulkanischen Herkunft sehr tief sind, bei verhältnismäßig geringer Oberfläche und kleinem, nährstoffarmem Einzugsgebiet. Bei langer Wasserverweilzeit und insgesamt geringem Nährstoffvorrat sind solche Gewässer trotz ihrer Tiefe empfindlich. Daß einige heute noch oligotroph sind, zeigt, daß sie bislang wenigstens die zunehmenden Einträge aus der Luft verkräftet haben. Dazu kommen leider noch lokale Belastungen, die an sich vermeidbar wären: Sportfischer, für deren Bedürfnisse die Produktivität dieses Gewässertyps nicht ausreicht, kippen jährlich 5–10 t (!) Fischfutter in das Gemündener Maar (SCHMIDT-LÜTTMANN und SCHARF 1985).

Die Trophiestufen von Seen lassen sich am Phosphorgehalt der oberen Wasserschichten (in denen genug Licht für Photosynthese vorhanden ist) messen (VOLLENWEIDER 1971): oligotroph unter 10 und mesotroph um $30 \mu\text{g P l}^{-1}$, eutroph um 100 und hypertroph um $200 \mu\text{g l}^{-1}$. Der Grebiner See liegt auf dieser Skala bei $70 \mu\text{g l}^{-1}$, der Plußsee, über den unten berichtet wird, bei ca. $150 \mu\text{g l}^{-1}$. (Zum Vergleich: Quellflüsse der Gudena um $60 \mu\text{g l}^{-1}$.)

Mit dem Phosphorgehalt nimmt zunächst die Wassertrübung durch Algen zu, so daß Licht zunehmend zum limitierenden Faktor wird und die Primärproduktion sich zunehmend in höhere Wasserschichten verlagert: der mesotrophe Zustand wird von Makrophyten, also von einer ausgedehnten Litoralflora, beherrscht, der eutrophe vom Plankton und der polytrope von Schwimmblattpflanzen, wie etwa Wasserlinsen (WETZEL 1975). Entsprechend verringert sich die Sichttiefe (gemessen als Tiefe, in der eine weiße Scheibe gerade noch sichtbar ist) von maximal 40 m auf ca. 1 m im eutrophen Bereich und beträgt im hypertrophen Bereich nur noch cm. Neben Licht ergeben sich weitere Limitationen mit zunehmender Trophie, auf die Plankton mit Algensukzessionen reagiert: Zuerst erfolgt eine Ablösung von Diatomeen, denen mit zunehmender Dichte das Silicium ausgeht (SCHELSKE 1975), durch Peridineen und Grünalgen, die ihrerseits bei Stickstoffmangel Blaualgen weichen (VOLLENWEIDER 1971). Kieselalgen kommen also im eutrophen See nur noch am Anfang der Produktionsperiode vor, da sie sich nur solange vermehren können, wie das während der winterlichen Zirkulation und Produktionspause regenerierte Si ausreicht. Die schließlich im Sommer folgenden Blaualgen können durch Fixierung von Luftstickstoff einen beträchtlichen Teil der gesamten Stickstoffeinträge in einen See bestreiten.

Wie in einem sehr eindrucksvollen, klassischen Experiment bewiesen, richtet sich also die Produktivität eines geschichteten Sees nur nach der Phosphorbelastung: die eine mit N und C gedüngte Hälfte eines oligotrophen Sees blieb im Verlauf des Sommers dunkelblau, während sich die andere, mit N, C und Phosphat gedüngte Hälfte in eine hellgrüne Brühe verwandelte

(SCHINDLER 1974, 1977). Tiefe Stillgewässer verhalten sich also hinsichtlich der Nährstofflimitierung auf Grund physikalischer Austauschverhältnisse grundsätzlich anders als terrestrische Systeme, so daß sich die Diskussion um die Kontrolle der Seeneutrophierung inzwischen ganz auf Phosphor-Management beschränkt (LOEHR 1980). Die Vollenweiderschen Modelle sind jedenfalls allgemein anwendbar, außer für stark durchströmte und sehr flache Seen. Erstere weisen Gemeinsamkeiten mit den weniger empfindlichen Fließgewässern auf, letztere stellen Übergangszonen zu terrestrischen Systemen dar, in denen N-Limitierung bekanntlich eine wichtige Rolle spielt. – In sehr flachen und hypertrophen Seen (Beispiel: Dümmer, s. u.) und in produktiven Feuchtgebieten ist N-Limitierung die Regel, weil da die Fixierung von Luftstickstoff nicht mehr ausreicht (VOLLENWEIDER 1971), um die dann intensive Denitrifizierung und Remobilisierung von Phosphor aus anaeroben Sedimentzonen zu kompensieren (SEITZINGER 1988; HOWARTH et al. 1988).

Die gewöhnlich angenommene N-Limitierung von Küstengewässern (Nordseeküste ca. $50 \mu\text{g P l}^{-1}$) ist vor diesem Hintergrund nicht unmittelbar einsichtig und wird neuerdings auch durchaus in ihrer Allgemeingültigkeit bezweifelt (HECKY und KILHAM 1988), anders als die in den Zusammenhang passende N-Limitierung von Wattzonen.

Der Artenreichtum ist im mesotrophen Bereich am größten (WETZEL 1975). Ein sehr anschauliches Beispiel liefern die Benthos-Untersuchungen des Esrom-Sees in Dänemark (JONASSON 1972). Der See ist ähnlich tief wie der Grebiner See, aber viel größer (8 km lang) und von Wald und Weiden umgeben. Die von Makrophyten abhängige Litoralfauna hat zwar deutlich auf die allmähliche Eutrophierung seit den ersten Untersuchungen 1938 reagiert: die Benthosproduktion hat insgesamt zugenommen und die Häufigkeit einiger Arten hat sich zugunsten bestimmter Muscheln (usw.) verschoben (DALL et al. 1984) – aber insgesamt ist dieser See mesotroph geblieben. Die Tiefenfauna hängt von sedimentierendem Material ab und wirkt bei dieser einseitigen Nahrungsquelle auch vergleichsweise eintönig. Ihr Anteil am gesamten Benthos nimmt um so mehr zu, je mehr die Litoralflora bei höherer Planktonproduktion und Wassertrübung zurückgeht. – Sehr eingehende Untersuchungen von langfristigen Verschiebungen im Litoral liegen aus dem Bodensee vor (FRENZEL 1983), die auch kausale Beziehungen herstellen, etwa zwischen der Verdrängung von Schwämmen durch schnell wachsende Cladophora-Arten oder zwischen einem Übergang von K- zu R-Strategen im mobilen Zoobenthos bei zunehmender Dichte und Diversität des Ichthyoplanktons.

Das Plankton des mesotrophen Sees zeigt eine ästhetisch bezaubernde Artenvielfalt. Bei Unterbindung der Rücklösung von Phosphor aus eutrophen Seesedimenten

durch künstliche Belüftung des Tiefenwassers kann ein solches Planktonbild spontan auch in Seen wie dem Grebener See auftauchen, in denen sonst viel weniger und ganz andere Algenarten zu finden sind (OHLE 1972; HICKEL pers.). Eine solche Belüftung ist jedoch mit einem erheblichen Energieaufwand verbunden und wirkt nur für die Dauer ihrer Anwendung.

Planktonorganismen sind daran angepaßt, ungünstige Bedingungen zu überdauern und auf günstige mit schnellem Wachstum zu reagieren. Auch wenn in Seen mit zunehmender Eutrophierung immer weniger Algenarten zu finden sind, besteht daher Hoffnung, daß fehlende Arten bei Gelegenheit wieder auftauchen – anders als langlebige Organismen. Vögel, z. B., die nur in klarem Wasser fischen können, sind in trüben Zeiten dringend auf Rückzugsgebiete angewiesen (REICHHOLF 1976). Entsprechend wird sich etwa der Artenrückgang unter den Libellen oligotropher Gewässer (WOLF 1981) auch kaum reparieren lassen. Ebenfalls gefährdet sind viele andere Insekten, Amphibien und Fische, die in ihrer Entwicklung und in ihren Nahrungsansprüchen auf oligotrophe Gewässer spezialisiert sind (KAULE 1986).

In eutrophen Seen dominiert während der Frühjahrsblüte meist eine Diatomeenart, während der Sommerblüte eine Blaualgenart. Welche Art sich im einzelnen jeweils durchsetzt, ist von zufälligen Randbedingungen abhängig und kaum vorherzusagen. In der ersten Hälfte einer nunmehr fast zwanzigjährigen Phase intensiver Untersuchungen herrschte am Plußsee, z. B., die Blaualge *Oscillatoria redekei* vor, die anschließend durch andere Arten – meist *Aphanizomenon flos-aquae* – verdrängt wurde (HICKEL 1988). Der Grund war vermutlich, daß Wald in Hauptwindrichtung abgeholzt worden war, denn *Oscillatoria* verträgt windbedingte Turbulenzen nicht. Weshalb in einem Frühjahr an Stelle der sonst beobachteten zentrischen Diatomee *Stephanodiscus hantzschii* unvermittelt *Asterionella formosa* auftauchte, die sternförmige Kolonien bildet, ist bis heute unklar.

Die Artenzahl der Algen hat sich im Zeitraum von 1894–1974 kaum verringert (von 49 auf 41), aber das Artenspektrum hat sich verschoben (HICKEL 1975).

P-Bilanz-Modelle (KRAMBECK et al. 1978) haben gezeigt, daß die Summe aller vorhandenen Arten – und die Kurve für den P des Zooplanktons setzt sich aus dem P von immerhin 34 Arten zusammen – sich verhalten wie eine Art »Superorganismus«. Die Sukzession vieler Arten, deren Fähigkeiten sich zum Teil überlappen, bewirkt zweierlei: Erstens werden die Ressourcen durch Spezialisten für alle Fälle und durch eng gekoppelte interne Kreisläufe optimal genutzt. Zweitens kann sich der Seemetabolismus schnell an alle möglichen äußeren Störungen und Randbedingungen, wie z. B. Wetter, anpassen.

Nach dem Modell mußte zunächst ein pulsformiger Eintrag von 40 kg P in den

See postuliert werden, um die gemessene Produktivität der Sommerblüte zu simulieren. Es erwies sich dann, daß immerhin die Hälfte der geforderten P-Menge bei sommerlichen Sturzregen über einen kleinen Bach eingetragen wird, der Ackerland oberhalb des den See umgebenden Waldes entwässert (KRAMBECK 1981). Langjährige Vergleiche von Primärproduktions- und Wetterdaten zeigten dann auch, daß die Sommerblüte in Jahren ohne solche Sturzregen etwa nur halb so hoch ausfällt. Ansonsten wird der Plußsee wohl hauptsächlich durch die herbstlichen Laubeinträge aus dem umgebenden Buchenwald eutrophiert. Niederschläge schlagen mit etwa 28 kg P (auf 14 ha Seefläche, 1987, D. ALBRECHT pers.) zu Buche.

Obwohl P im großen und ganzen eine entscheidende Rolle für die Wasserklarheit spielt, sorgen doch biologische Faktoren immer wieder für Überraschungen. Drei Beispiele mögen eine Vorstellung von den komplexen Beziehungen höherer Trophiestufen untereinander, ihrer Wirkungen auf das Phytoplankton und von ihrer Abhängigkeit von den verschiedensten, »diffusen« Zufuhren geben.

Zunächst zu einem ziemlich einfachen Fall aus dem berühmten nordamerikanischen Crystal lake (nur atmosphärische Stoffeinträge, extrem oligotroph, optische Eigenschaften fast von destilliertem Wasser und Makrophyten bis zu fast 40 m (!) Tiefe, WETZEL 1975). Die Größenverteilung des Zooplanktons hat sich in diesem See nach Einführung einer planktivoren Maifischart drastisch verringert (BROOKS und DODSON 1965): Arten unter 1 mm Länge übernahmen die Rolle der vorher herrschenden, größeren, herbivoren Daphnien und räuberischen Arten, ohne daß sich äußerlich etwas am Bild des Sees änderte. Anders als im zweiten Fall.

Das zweite Beispiel stammt auch aus Nordamerika, vom Lake Washington. Dessen Sichttiefe verbesserte sich von 1–3 m auf 3–5 m, nachdem $\frac{3}{4}$ der P-Belastung durch eine Abwasserleitung vom See ferngehalten wurde (EDMONSON 1977). Unvermittelt nahm die Sichttiefe nach 4 Jahren aber sprunghaft weiter zu und stieg auf 5–7 m an, bei gleichzeitiger Erhöhung der Phosphatkonzentration. Das lag daran, daß zufällig gerade die Anlieger eines Zuflusses dessen Sedimentfrachten bei Hochwasser verringert hatten, und zwar durch Befestigung lehmiger Steilufer mit Steinen. Das hatte zur Folge, daß sich auch die Laichbedingungen für den Smelt verbesserten, der auf große räuberische Zooplankter als Nahrung spezialisiert ist. Damit nahmen die Populationsdichte herbivorer Daphnien zu und die Phytoplanktondichte ab (EDMONSON, Vortrag Plön 1988).

Das dritte Beispiel zeigt eine Zooplankton-sukzession nach einem Fischsterben in dem nur 1–2 m flachen, hypertrophen Scharsee bei Preetz (Schleswig-Holstein; W. HOFMANN pers.). Umgekehrt wie im Crystal lake nach Einführung des Maifisches entwickelten sich hier vom Spätsommer

bis Herbst immer größere Arten: erst Rädertierchen, dann Copepoden, dann Daphnien. Das Fischsterben folgte auf einen Gewitterguß, nach dem der See trotz seiner geringen Tiefe sauerstofffrei war bei gleichzeitig hohen Ammoniumkonzentrationen. Es bestand der Verdacht, daß ein Anlieger bei dem Regen irgendwie einen Teil seiner Gülle losgeworden war, und der Fischer am See erstattete »Anzeige gegen Unbekannt«. Das Verfahren wurde eingestellt, weil auch Abschwemmungen von den Feldern hätten ausreichen können, um diesen See zum »Umkippen« zu bringen – ähnlich wie die direkt »Summerkill lakes« genannten Seen der nordamerikanischen Prärie, die, inmitten von Weizenfeldern gelegen, wegen ihrer hohen Produktion auch als Fischteiche benutzt werden.

Flache Gewässer sind häufig problematisch. Sie stellen eine letzte Stufe auf dem Weg zur Verlandung dar, den eigentlich alle Seen durchmachen. Der direkte Kontakt der oberen Wasserschicht mit den nährstoffreichen Sedimenten beschleunigt natürlicherweise noch den Verlandungsvorgang, und dieser Trend wird durch menschliche Aktivitäten weiter verstärkt. Eine leichte Grundwasserabsenkung in Südschweden reichte z. B. aus, um weite See- in Schilfflächen zu verwandeln. Dadurch verschlechterten sich die Lebensbedingungen für viele Wasservögel. Da die Gegend außerdem ein bedeutendes Rastgebiet für viele Zugvögel darstellt, unternahm man einen Restaurierungsversuch: Teile des Hornberga See wurden dann mit Amphibienfahrzeugen so weit ausgebagert, daß sich wieder eine Unterwasservegetation einstellte. Damit wurde erreicht, daß sich organisches Material nicht nur hauptsächlich ablagerte wie im Schilf, sondern in der Wassersäule mit ihrem vielfältigeren Nahrungsgefüge beständig im Umlauf gehalten wurde (BJÖRK 1977).

Schilf ist eigentlich ein Sorgenkind der Eutrophierung. Bei hohem Phosphatangebot wachsen die Stengel so schnell, daß sie instabil werden und bei zusätzlich auftretenden Belastungen durch angeschwemmte Algenwatten brechen (KLÖTZLI und GRÜNIG 1976).

In Poldern läßt sich Schilf aber benutzen, um flache Gewässer gegen diffuse Stoffeinträge zu schützen. Sehr detaillierte Untersuchungen in dieser Richtung liegen z. B. vor für ein heute durch Verlandung stark gefährdetes Naturschutzgebiet, den Dümmer (RIPL 1983). In den Dümmer werden mit der Hunte je nach Wetterverhältnissen stark wechselnde Mengen an Nährstoffen eingeschwemmt, die im wesentlichen auf der intensiven Viehhaltung im Einzugsgebiet beruhen.

Mit Verlandung geht immer auch ein Artenrückgang einher, wie z. B. auch in einer Studie über die Ökologie von Entwässerungsgräben in Obstplantagen des Alten Landes dokumentiert wurde (CASPER und HECKMANN 1981).

Ganz allgemein hat THIENEMANN (1918) seine Beobachtungen über den Artenbestand verschiedenster Gewässer schon

sehr früh in folgendem »Gesetz« zusammengefaßt: »Je mehr sich die Lebensbedingungen eines Biotops vom Normalen und für die meisten Organismen Optimalen entfernen, um so artenärmer wird die Biocönose, um so gleichförmiger und um so charakteristischer wird sie, in um so größerem Individuenreichtum treten die einzelnen Arten auf.«

Ökotoxikologische Wirkungen

Nun haben sich in den letzten Jahrzehnten die Lebensbedingungen durch den weiträumigen Eintrag toxischer Stoffe in einer für Thienemann noch unvorstellbaren Weise »vom Normalen entfernt«. Es geht heute nicht mehr nur um die noch relativ einfachen Veränderungen mit zunehmendem Nährstoffangebot oder um Anpassungen etwa an Strömungsverhältnisse, wie Thienemann sie untersucht hat, sondern um ganz anders geartete Streßfaktoren.

Von Interesse für den Artenschutz sind dabei weniger die spektakulären Folgen von Giftunfällen (CAIRNS und DICKSON 1977), als vielmehr die schleichenden, langfristigen und weit verbreiteten Erscheinungen. Auch wenn, wie z. B. nach dem gedankenlosen Auswaschen von Pestizid-Behältern etwa durch Forstarbeiter in Waldbächen, bei solchen Gelegenheiten ein Großteil der Invertebratenfauna bachabwärts driftet, so erholt sich zumindest ein Fließgewässer doch erstaunlich schnell durch Wiederbesiedlung aus dem Oberlauf und aus Zuflüssen (H.-H. SCHMIDT pers.). Ähnliche Beobachtungen wurden auch nach dem Sandozunfall gemacht. Aufsehen erregen Veränderungen in der Regel erst, wenn für den Menschen wichtige oder zumindest sichtbare Arten, z. B. Fische, in Massen sterben oder ungenießbar werden. Ökosysteme haben nun aber die Eigenschaft, schädliche Einflüsse über längere Zeit durch die ihnen eigene Flexibilität zu kompensieren, sie neigen also dazu, Krankheitssymptome zu vertuschen und Notsignale erst dann zu geben, wenn sie an der Grenze ihrer Flexibilität angelangt sind. Deswegen ist es außerordentlich wichtig, selbst zunächst weniger auffällige Veränderungen ernst zu nehmen.

Das Wissen um ökotoxikologische Zusammenhänge steckt vorläufig noch in den Anfängen (MORIARTY 1983). Grundsätzlich läßt sich der Einfluß eines beliebigen Giftes auf Lebensgemeinschaften nur über seine Wirkungen auf einzelne Organismen erklären (SHEEHAN 1984). Gefährdungen für den Fortbestand einer Art können auf den unterschiedlichsten Wirkungsebenen ansetzen, sei es nun die Embryonalentwicklung, z. B., bei Fröschen (DIAL und BAUER 1984) oder das Nest-Verteidigungsverhalten, z. B., bei Lachmöwen (KING et al. 1984) oder das Immunsystem, z. B., von Enten (ROCKE et al. 1984) oder sonst irgendeine Lebensäußerung. Daß sich jedes Gift auf verschiedene Arten, ihre Entwicklungsstufen und einzelne Leistungen anders auswirkt und mehrere Streßfaktoren sich in meist unbekannter Weise ver-

stärken können, macht Umweltverträglichkeitsprüfungen problematisch.

Um die Schwierigkeiten bei der Übertragung von Testergebnissen auf Freilandverhältnisse zu illustrieren, soll hier auf einen Test eingegangen werden, der immerhin auf einer recht komplexen Verhaltensebene ansetzt, nämlich beim Netzbau der Köcherfliege *Hydropsyche* (BESCH 1987), die in Fließgewässern vorkommt. Unter Einfluß verschiedener Substanzen, die für diese Köcherfliege nun gerade giftig sind, unterlaufen dem Tier beim Netzbau ganz bestimmte Unregelmäßigkeiten bzw. Abweichungen vom normalen Netzbau. Meist fängt das Tier unter Gifteinwirkung an, Fehler zu machen, kann aber auch etwa bei geringen Dosen von Coffein durchaus exaktere Netze bauen als sonst. Bemerkenswert ist, daß einzelne, für andere Arten sehr giftige Substanzen den Netzbau von *Hydropsyche* nicht oder nur in sehr hohen Dosen beeinträchtigen.

Die Frage ist nun, wie sich konkrete Vergiftungsfolgen im Freiland auswirken würden. Betrachtet man die Stellung dieser Köcherfliege im komplexen Nahrungsnetz eines Flusses (MORIARTY 1983), wird klar, daß Netzbaufehler oder im Extrem der Ausfall von *Hydropsyche* eine Lücke im Abbau driftenden Materials hinterläßt. Werden andere Arten mit geschädigt, wird sich das Nahrungsnetz weiter vereinfachen. Möglich ist, daß einzelne Lücken durch andere, überlebende Arten oder durch Einwanderung unempfindlicher Konsumenten neu besetzt werden. Schließlich resistente Arten bei weniger Konkurrenz und/oder unter geringerem Fraßdruck durch Räuber an Häufigkeit zunehmen. – Die Vielfalt von in Frage kommenden Giften, Arten und Ökosystemreaktionen macht Vorhersagen auf der Grundlage von Laborversuchen jedenfalls aussichtslos.

Daher werden zur Untersuchung ökologischer Folgen zunehmend Modellökosysteme herangezogen, etwa zur Abschätzung von Herbizid-Belastungen. Modellökosysteme verhalten sich zwar nicht ganz genau so wie Freilandgewässer, zeigen aber doch schon grundlegende Reaktionen vollständiger Lebensgemeinschaften. Kleinteiche sind, z. B., ziemlich instabil und durchlaufen auch nach Düngung keine zuverlässig reproduzierbaren Entwicklungen (GUNKEL 1983). Reaktionen mesotropher Systeme lassen sich besser direkt im Gewässer, etwa in bis zum Grund reichenden, großen Plastiksäcken untersuchen (LAMPERT 1987). Allgemein läßt sich in solchen Modellsystemen jedenfalls die vernichtende Wirkung von Atrazingaben auf Algen demonstrieren, die sekundär auch dem Zooplankton seine Nahrungsgrundlage entzieht, so daß zunächst das gesamte Plankton abstirbt, auch wenn die Konsumenten nicht vergiftet werden, sondern nur verhungern. Dieser Ablauf ist erschreckenderweise schon bei »realistischen«, also im Freiland vorkommenden Atrazinkonzentrationen zu beobachten. Atrazin verschwindet durch Bin-

dung an Partikel und Sediment nach einigen Wochen aus der Wassersäule, so daß sich wieder Plankton entwickeln kann, wobei dann weniger atrazinempfindliche Algen bessere Startbedingungen haben. Die meisten Herbizide wirken sehr spezifisch auf bestimmte Pflanzengruppen und rufen so typische Sukzessionen hervor, etwa von Makrophyten zu Blaualgen oder umgekehrt (KÖHLER und LABUS 1983). Experimentell konnten ebenfalls unterschiedliche Reaktionen von Aufwuchsalgen auf vier Herbizide gezeigt werden (KOSINSKI und MERKLE 1984).

Wie »normal« Lebensgemeinschaften im Freiland bei gegebenem Gewässertyp und Produktionsniveau auf die Dauer bleiben, hängt vor allem von flächendeckenden und langfristigen toxischen Emissionen aus Landwirtschaft und Industrie ab.

Ein gut dokumentiertes Beispiel für chronische Wirkungen langfristiger Biozid-Einträge stellt die oben bereits erwähnte Studie über die Ökologie von Entwässerungsgräben in den Obstplantagen des Alten Landes dar (CASPER und HECKMANN 1981). Sie zeigt eine sehr klare Artenverschiebung beim Vergleich der Jahre 1951–1957 mit den Jahren 1978–1980. Trichopteren fehlen heuer, der Bestand an Libellen- und Käferarten ist um ca. 2/3 zurückgegangen, dafür haben Dipterenarten zugenommen. Fische können zwar in pestizidbelasteten Gewässern leben – sie fressen da eben, was an Arten übrig ist (COLWELL und SCHAEFFER 1980) –, aber ihr Verzehr ist für die nächsten Glieder der Nahrungskette (incl. Mensch) kritisch. Da Insektizideinsatz mit der Zeit zum Aufkommen resistenter Mutanten oder auch neuer Plagen führt und gleichzeitig die natürlichen Sekundärkonsumenten verschwinden, die wegen ihrer längeren Generationszeiten empfindlicher sind, müssen immer mehr und neue Pestizide benutzt werden. So überleben letztlich nur noch wenige, besonders lästige Insekten, und durch Anreicherungen über Nahrungsketten werden auch höhere Tiere in Mitleidenschaft gezogen (s. u.). Eine Folge ist, daß die Landwirtschaft mittlerweile von Pestizideinsätzen abhängig geworden ist. Die anfängliche Euphorie im Einsatz von DDT (»Wonder-Drug Model«) ist längst der Erkenntnis gewichen »that it was easier to mount the pesticide tiger than to climb off« (HECKMANN 1983). Auch wenn Pestizide nur noch selten direkt auf Gewässer angewandt werden, so sind diffuse Einträge aus der Umgebung heute die Regel. Das Überleben normaler Lebensgemeinschaften ist unter diesen Bedingungen mittelfristig nur durch Einrichtungen von strengen Schutzzonen, zumindest in Quellgebieten, zu sichern und langfristig durch Umstellung auf integrierten Pflanzenschutz.

Ein anderes, aktuelles Beispiel für weitreichende und chronische Belastungen ist die Versauerung schwach gepufferter Seen durch atmosphärische Niederschläge. Die Veränderungen sind sehr viel offensichtlicher und besser untersucht als die bei Biozid- oder anderen organischen Be-

lastungen. Fische sind heuer, z. B., in Südnorwegen in immer weniger Gewässern zu finden (SHEEHAN 1984). Da organische Stoffe im sauren Bereich ausgefällt werden, erhöht sich die Durchsichtigkeit des Wassers. Die verbleibenden, resistenten Planktonalgen (spezielle Diatomeen und Peridineen z. B., aber keine Blaualgen) sichten sich tiefer im See ein, und die gesamte Primärproduktion verlagert sich ins Benthos, ohne insgesamt abzunehmen. Daher nimmt die Artenzahl der Planktonorganismen mit zunehmendem Säuregrad ab, die der Benthosorganismen aber zu, jedenfalls bei pH-Werten bis zu 4,5 abwärts (SHEEHAN 1984). An Makrophyten treten dabei zunächst eigentlich für oligotrophe Gewässer typische Arten (*Isoetes*, *Lobelia*) auf, die bei pH-Werten unter 4 schließlich in tiefen Gewässern von Quellmoosen und in flachen von bestimmten emersenen Makrophyten abgelöst werden (KÖHLER und LABUS 1983; ROELOFS et al. 1984). Auch Wasservögel reagieren auf Versauerung: Insektenfresser um oder auf dem See (Schellente) nehmen zu, reichern dabei aber Aluminium an, so daß ihr Brut-erfolg abnimmt. Fischende Vögel haben nur in den Anfangsstadien der Versauerung noch eine Chance. Die, deren Verbreitungsgebiet mit dem säureempfindlicher Seen zusammenfällt (Fischadler), sind am Aussterben (ERIKSSON 1984).

Reparabel ist Seenversauerung nur bedingt. Nach Kalkung stellt sich zwar wieder eine höhere Planktonproduktion ein, erhöhte Konzentrationen von im sauren Milieu mobilisierten Metallen stören jedoch nach wie vor z. B. die Wiederbesiedlung mit Fischen (STOKES 1983) und der ursprüngliche Zustand ist nicht wieder herzustellen.

Die Untersuchung der Versauerungsgeschichte einzelner Seen nach paläologischen Untersuchungen von Diatomeenschalen in Sedimentablagerungen zeigt, wie individuell verschiedene Seen sich unter Säurebelastung entwickeln, in Abhängigkeit etwa von Veränderungen im Waldbestand der Umgebung (s. Pinnsee, ARZET 1987). Welchen Einfluß Landnutzung auf das Versauerungsgeschehen hat, hat auch eine Studie über die Anfälligkeit von Flüssen in Wales gezeigt (STONER et al. 1984).

Bei simultaner Eutrophierung reagiert die Planktonproduktivität mit immer größeren Schwankungen, weil der Ausfall von immer mehr Zooplanktonarten das System destabilisiert (MARMOREK 1984) und anfälliger macht gegen Nährstoffeinträge.

Auch bei ganz anderen, simultanen Belastungen macht sich eine Destabilisierung der betroffenen Populationen bemerkbar. Die Anreicherung von organischen Giften (Biozide, PCB usw.) in fischfressenden Vögeln wie Reiher (SHEAIL 1985) bewirkt eine geringere Überlebenschance in Notzeiten, etwa in extremen Wintern. Eine genaue Zuordnung von Ursache und Wirkung ist bei mehrfachen Belastungen dann oft schwierig. Nimmt man z. B. die Nisthäufigkeit von Reiher als ein Indiz für

den Zustand der Population, ergibt sich über die Jahre ein Kurvenverlauf, der deutlich von harten Wintern abhängt (MORIARTY 1983). Das ist verständlich, weil eine Vereisung Reiher natürlich zu schaffen macht. Unklar ist, ob sich der beobachtete Einbruch Ende der 50er Jahre mit harten Wintern allein erklären läßt. Jedenfalls erinnert die Kurve, auch mit einer Erholung nach Verbot persistenter Pestizide Anfang der 60er Jahre, sehr an die berühmt gewordenen Kurven für die Eischalendicke von Wanderfalken (MORIARTY 1983; SHEAIL 1985). – Nie ganz geklärt wurde auch ein rätselhaftes Massensterben von Seevögeln 1969 in der Irischen See (SHEAIL 1985). In den Lebern einiger Vögel wurden letale Dosen von PCBs gefunden, die zunächst an einen Chemie- oder Transport-Unfall denken ließen. Da keiner auszumachen war und die Erscheinung auch sehr weit verbreitet war, blieb schließlich als plausibelste Hypothese, daß die sonst gemessenen, subletalen Konzentrationen nach Mobilisierung von Fettreserven bei Hunger zu den äußerst ungewöhnlichen Todesraten geführt hatten (SHEAIL 1985). Zur Erkennung derartiger latenter Gefährdungen und Belastungsgrade einzelner Gewässer bietet sich die Überwachung von Anreicherungen in bestimmten Organismen an (NIETHAMMER et al. 1984).

Perspektiven

Führt die Eutrophierung zu einer Monotonisierung aquatischer Lebensräume und zu einer Verschiebung im Spektrum der zugehörigen Lebensgemeinschaften, so bewirken toxische Einträge eine zusätzliche »Erosion« im Artenbestand der betroffenen Biocönosen. Folge sind Vereinfachungen im Nahrungsgefüge, die allgemeine Störungen von Recycling-Kreisläufen (SHEEHAN 1984) und geringere Elastizität gegenüber sonstigen Belastungen nach sich ziehen (HOLLING 1973). Wie auch viele der angeführten Beispiele zeigen, können Lebensgemeinschaften wechselnde Stabilitätszustände einnehmen. Die Häufigkeit unvorhersehbarer Überraschungen wird mit wachsender Belastung zunehmen.

Die Vielfalt aquatischer Lebensgemeinschaften ist Ausdruck einer langen Anpassung an Lebensbedingungen in sehr unterschiedlichen Gewässern, und allmähliche Verlagerungen dieser Lebensbedingungen sind die Regel. Neu ist allerdings die Geschwindigkeit der Veränderungen, der exponentielle Anstieg vieler Erscheinungen seit den 50er Jahren (Nitratkonzentrationen im Grundwasser [OECD 1986], Ernteerträge [LOOMIS 1983], Sedimentationsrate in Seen, Klimaveränderungen ...), die alle ursächlich mit Bevölkerungswachstum und zunehmendem Energieverbrauch zusammenhängen. Wie die ebenfalls exponentielle Artenverarmung zeigt, kann die Evolution mit dem Tempo der jüngsten Umweltveränderungen nicht mithalten. Gentechnologische Anpassungen an die geänderte Umwelt sind kein Ausweg, weil auch zum Erproben (und notfalls Verwer-

werfen) neuer Arten im Ökosystem viel Zeit nötig ist.

Hinzu kommt die flächendeckende Natur gerade der diffusen Belastungen, die kaum Raum zum Überleben gefährdeter Arten läßt. Atmosphärische und hydrologische Verbreitungsmechanismen sorgen außerdem dafür, daß Ursachen und Wirkungen oft weit auseinander liegen (Versauerung, Eutrophierung von Küstengewässern usw.).

Klar ist, daß unter diesen Vorzeichen Arten- und Biotopschutz nach wie vor nötig ist, aber schon längst nicht mehr ausreicht. Was not tut, ist, ganz allgemein zu nachhaltigem Wirtschaften überzugehen und weniger zu verschwenden (GABOR et al. 1976). Umweltbelastung und Artenverarmung sind eine zwangsläufige Folge der globalen anthropogenen Eutrophiezunahme (GLASBY 1988). Verhindern lassen sie sich nicht, nur vermindern, und zwar am wirkungsvollsten durch Vermeidungsstrategien (LAWA 1988).

Literatur

- ARZET, K., 1987: Diatomeen als pH-Indikatoren in subrezentem Sedimenten von Weichwasserseen. – Diss. Abt. Limnol. Innsbruck 24, 266 pp.
- BESCH, W. K., 1987: Wirkung und Transfer von Schadstoffen bei aquatischen Insekten. In: K. LILLELUND, U. DE HAAR, H. J. ELSTER, L. KARBE, I. SCHWOERBEL, W. SIMONIS (eds.): DFG Forschungsbericht Bioakkumulation in Nahrungsketten. 159–164. Weinheim: VCH.
- BJÖRK, S., 1977: Recovery and restoration of damaged lakes in Sweden. In: J. CAIRNS JR., K. L. DICKSON, E. E. HERRICKS (eds.): Recovery and restoration of damaged ecosystems. 110–133. Charlottesville: University Press of Virginia.
- BREZONIK, P. L., 1976: Nutrients and other biologically active substances in atmospheric precipitation. – Proc. First Spec. Symposium Atmospheric Contribution to Chemistry of Lake Waters. Intern. Assoc. Great Lakes Res.
- BÜHRER, H.; WAGNER, G., 1982: Die Belastung des Bodensees mit Phosphor- und Stickstoffverbindungen und organischem Kohlenstoff im Abflußjahr 1978/79. – Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 28, 59 pp.
- BROOKS, J. L.; DODSON, S. I., 1965: Predation, body size, and composition of plankton. – Science 150, 28–35.
- CAIRNS, J. JR.; DICKSON, K. L.; HERRICKS, E. E. (ed.), 1977: Recovery and restoration of damaged ecosystems. Charlottesville: University Press of Virginia.
- CASPERS, H.; HECKMANN, Ch. W., 1981: Ecology of orchard drainage ditches along the freshwater section of the Elbe estuary. Biotic succession and influences of changing agricultural methods. – Arch. Hydrobiol./Suppl. 43, 347–486.
- COLWELL, A. E.; SCHAEFER, C. H., 1980: Diets of *Ictalurus nebulosus* and *Pomoxis nigromaculatus* altered by difluorbenzuron. – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37, 632–639.
- DALL, P. C.; LINDEGAARD, C.; JONSSON, E.; JONSSON, G.; JONASSON, P. M., 1984: Invertebrate communities and their environment in the exposed littoral zone of Lake Esrom, Denmark. – Arch. Hydrobiol./Suppl. 69, 477–524.
- DIAL, N. A.; BAUER, C. A., 1984: Teratogenic and lethal effects of Paraquat on developing frog embryos (*Rana pipens*). – Bull. Environm. Contam. Toxicol. 33, 592–597.

- EDMONDSON, W. T., 1977: Recovery of Lake Washington from eutrophication. In: J. CAIRNS JR., K. L. DICKSON, E. E. HERRICKS (eds.): Recovery and restoration of damaged ecosystems. 102–109. Charlottesville: University Press of Virginia.
- ERIKSSON, M. O. G., 1984: Acidification of lakes: Effects on Waterbirds in Sweden. – *Ambio* 13, 260–262.
- FRANK, R.; THOMAS, R. L.; BRAUN, H. E.; RASPER, J.; DAWSON, R., 1980: Organochlorine insecticides and PCB in the surficial sediments of Lake Superior (1973). – *J. Great Lakes Res.*, Internat. Assoc. Great Lakes Res. 6 (2), 113–120.
- FRENZEL, P., 1983: Eutrophierung und Zoobenthos im Bodensee – mit besonderer Berücksichtigung der litoralen Lebensgemeinschaft. – *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 10, 375–391.
- GABOR, D.; COLOMBO, U.; KING, A.; GALLI, R., 1976: Das Ende der Verschwendung. Zur materiellen Lage der Menschheit. Ein Tatsachenbericht an den Club of Rome. – 252 pp. Stuttgart: DVA.
- GEBHARDT, M. R.; DANIEL, T. C.; SCHWEIZER, E. E.; ALLMARAS, R. R., 1985: Conservation tillage. – *Science* 230, 625–630.
- GLASBY, G. P., 1988: Entropy, pollution and environmental degradation. – *Ambio* 17, 330–335.
- GUNKEL, G., 1983: Untersuchungen zur ökotoxikologischen Wirkung eines Herbizids in einem aquatischen Modellökosystem. – *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 65, 235–267.
- HECKMANN, Ch. W., 1983: Reactions of aquatic ecosystems to pesticides. In: J. O. NRIAGU (ed.): *Aquatic toxicology*. 356–400. John Wiley & Sons.
- HECKY, R. E.; KILHAM, P., 1988: Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. – *Limnol. Oceanogr.* 33, 796–822.
- HEISE, P., 1984: Gudena. In: B. A. WHITTON (ed.): *Ecology of european rivers*. 26–49. Blackwell Scientific Publications.
- HICKEL, B., 1975: Changes in phytoplankton species composition since 1894 in two lakes of East-Holstein, Germany. – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19, 1229–1240.
- 1988: Unexpected disappearance of cyanophyte blooms in Plußsee (North Germany). – *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 80, 545–554.
- HOFMANN, W., 1986: Developmental history of the Großer Plöner See and the Schöhsee (north Germany): cladoceran analysis, with special reference to eutrophication. – *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 74 (3), 259–287.
- HOLLING, C. S., 1973: Resilience and stability of ecological systems. – *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 4, 1–23.
- HOWARTH, R. W.; MARINO, R.; LANE, J., 1988: Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 1. Rates and importance. – *Limnol. Oceanogr.* 33, 669–687.
- JONASSON, P. M., 1972: Ecology and production of the profundal benthos in relation to phytoplankton in Lake Esrom. – *Oikos Suppl.* 14, 148 pp. Copenhagen.
- KAULE, G., 1986: Arten- und Biotopschutz. – 401 pp. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.
- KING, K. A.; WHITE, D. A.; MITCHELL, C. A., 1984: Nest defense behavior and reproductive success of laughing gulls sublethally dosed with Parathion. – *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 33, 499–504.
- KLÖTZLI, F.; GRÜNING, A., 1976: Seeufervegetation als Bioindikator. Zur Reaktion belasteter Seeufervegetation. – *Daten und Dokumente zum Umweltschutz*. Nr. 19. Vorträge Tagung »Umweltforschung« Universität Hohenheim, 109–131.
- KOHLER, A.; LABUS, B. C., 1983: Eutrophication processes and pollution of freshwater ecosystems including waste heat. In: O. L. LANGE, P. S. NOBEL, C. B. OSMOND, H. ZIEGLER (eds.): *Physiological plant ecology IV. Ecosystem processes: Mineral cycling, productivity and man's influence*. 413–444. Springer.
- KOSINSKI, R. J.; MERKLE, G. M., 1984: The effect of four terrestrial herbicides on the productivity of artificial stream algal communities. – *J. Environ. Qual.* 13, 75–82.
- KRAMBECK, H.-J.; HICKEL, B.; HOFMANN, W.; OVERBECK, J., 1978: Mathematische Modelle als integrierende Hilfsmittel des Limnologen, dargestellt am Ökosystem Plußsee. – *Verh. Ges. Ökol. Kiel* 1977, 137–144.
- KRAMBECK, H.-J., 1981: Longterm modelling of the nutrient cycle in a Baltic lake. – *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 21, 460–465.
- LAMPERT, W., 1987: Sublethale Wirkungen auf Biozoosen. In: K. LILLELUND, U. DE HAAR, H. J. ELSTER, L. KARBE, I. SCHWOERBEL, W. SIMONIS (eds.): *DFG Forschungsbericht: Bioakkumulation in Nahrungsketten*. 145–151. Weinheim: VCH.
- LAWA, 1988: Wasserwirtschaftliche Randbedingungen für eine umweltverträgliche Landwirtschaft. – *Länderarbeitsgemeinschaft Wasser*. Ministerium Natur u. Umwelt, Kiel.
- LENAT, D. R., 1984: Agriculture and stream water quality: a biological evaluation of erosion control practices. – *Environm. management* 8 (4), 333–344.
- LOEHR, R. C.; MARTIN, C. S.; RAST, W. (eds.), 1980: Phosphorus management strategies for lakes. – *Ann Arbor Science Publishers*.
- LOOMIS, R. S., 1983: Productivity of agricultural systems. In: O. L. LANGE, P. S. NOBEL, C. B. OSMOND, H. ZIEGLER (eds.): *Physiological plant ecology IV. Ecosystem processes: Mineral cycling, productivity and man's influence*. 151–172. Springer.
- LOWRANCE, R.; TODD, R.; FAIL, J. JR.; HENDRICKSON, O. JR.; LEONARD, R.; ASMUSSEN, L., 1984: Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. – *BioScience* 34 (6), 374–377.
- MARMOREK, D. R., 1984: Changes in the temporal behavior and size structure of plankton systems in acid lakes. In: G. R. HENDREY (ed.): *Early biotic responses to advancing lake acidification*. – *Acid precipit. series* 6, 23–40. Butterworth publishers.
- MORIARTY, F., 1983: *Ecotoxicology*. – Academic Press, Inc.
- NIETHAMMER, K. R.; WHITE, D. H.; BASKETT, T. S.; SAYRE, M., 1984: Presence and biomagnification of organochlorine chemical residues in Oxbow lakes of Northeastern Louisiana. – *Arch. Environm. Contam. Toxicol.* 13, 63–74.
- OECD, 1986: *Water pollution by fertilizers and pesticides*. 144 pp. OECD, Paris.
- OHLE, W., 1972: Zur Seentherapie. Ein Forschungsprojekt am Grebener See. – *Schrift des Max-Planck-Instituts für Limnologie anlässlich des Symposiums Semisaeculare der SIL*.
- 1982: Nährstoffzufuhren des Grebener Sees durch atmosphärische Niederschläge und Oberflächenabswemmung des Einzugsgebietes. – *Arch. Hydrobiol.* 95, 331–363.
- ONGLEY, E. D., 1982: The PLUARG Experience: Scientific implications for diffuse source management. In: T. B. HART (ed.): *Water Quality Management. Monitoring Programs and Diffuse Runoff*. 87–101. Melbourne.
- REICHHOLF, J., 1976: Die Wasservogelfauna als Indikator für den Gewässerzustand. – *Daten und Dokumente zum Umweltschutz*. Nr. 19, Vorträge Tagung »Umweltforschung« Universität Hohenheim, 181–186.
- RIPL, W., 1983: *Limnologisches Gutachten Dümmersanierung*. 154 pp. Inst. f. Ökologie, TU Berlin.
- ROCKE, T. E.; YUILL, T. M.; HINSDILL, R. D., 1984: Oil and related toxicant effects on mallard immune defenses. – *Environm. Res.* 33, 343–352.
- ROELOFS, J. G. M.; SCHUURKES, J. A. A. R.; SMITS, A. J. M., 1984: Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters. II. Experimental studies. – *Aquatic botany* 18, 389–411.
- RONNEAU, C.; NAVARRE, J. L.; PRIEST, P., 1985: Transfer of industrial pollutants to the rural environment: A European problem. In: H. W. NÜRNBERG (ed.): *Pollutants and their ecotoxicological significance*. 49–54. John Wiley & Sons.
- SCHELSKE, C. L., 1975: Silica and nitrate depletion as related to rate of eutrophication in Lakes Michigan, Huron and Superior. In: A. D. HASLER (ed.): *Coupling of land and water systems*. 277–298. Springer.
- SCHINDLER, D. W., 1974: Eutrophication and recovery in experimental lakes: Implication for lake management. – *Science* 184, 897–899.
- 1977: Evolution of phosphorus limitation in lakes. – *Science* 195, 260–262.
- SEITZINGER, S. P., 1988: Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. – *Limnol. Oceanogr.* 33, 702–724.
- SHEAIL, J., 1985: *Pesticides and nature conservation. The British experience 1950–1975*. 276 pp. Oxford: Clarendon Press.
- SHEEHAN, P. J., 1984: Effects on community and ecosystem structure and dynamics. In: P. J. SHEEHAN, D. R. MILLER, G. C. BUTLER, PH. BOURDEAU (eds.): *SCOPE 22, Effects of pollutants at the ecosystem level*. 51–99. John Wiley & Sons.
- SCHMIDT-LÜTTMANN, M.; SCHARF, B. W., 1985: Untersuchungen und Maßnahmen zur Erhaltung des oligotrophen Zustandes in einigen Eifelmaaren. – *Beiträge Landespflege Rheinland-Pfalz* 10, 166–179.
- STOKES, P., 1984: Clearwater lake: study of an acidified lake ecosystem. In: P. J. SHEEHAN, D. R. MILLER, G. C. BUTLER, PH. BOURDEAU (eds.): *SCOPE 22, Effects of pollutants at the ecosystem level*. 229–253. John Wiley & Sons.
- STONER, J. H.; GEE, A. S.; WADE, K. R., 1984: The effects of acidification on the ecology of streams in the upper Tywi Catchment in West Wales. – *Environm. Poll. (Series A)* 35, 125–157.
- THIENEMANN, A., 1913, 1914: *Physikalische und chemische Untersuchungen in den Maaren der Eifel. Teil I und II*. – *Verh. Nat. Ver. Jahrg.* 70, 250–302, und 71, 274–388.
- 1918: *Lebensgemeinschaft und Lebensraum*. – *Naturwissenschaftliche Wochenschrift* 17. Band, Nummer 21, 297–304.
- VOLLENWEIDER, R. A., 1971: *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. – 159 pp. OECD, Paris.
- 1976: *Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication*. – *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 33, 53–83.
- WETZEL, R. G., 1975: *Limnology*. – 743 pp. W. B. Saunders Company.
- WOLF, M., 1981: *Libellenfaunistik in der Schweiz: Resultate und Aufgaben*. – *Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent.* 3, 163–166.
- YARBRO, L. A.; KUENZLER, E. J.; MULHOLLAND, P. J.; SNIFFEN, R. P., 1984: Effects of stream channelization on exports of nitrogen and phosphorus from North Carolina coastal plain watersheds. – *Environm. management* 8 (2), 151–160.

Anschrift der Verfasserin

Dr. Christiane Krambeck
Max-Planck-Institut für Limnologie
Postfach 165
2320 Plön

Eutrophierungsbedingte Veränderungen der Vegetationszusammensetzung (Fallstudien aus Schleswig-Holstein)

Von Klaus Dierßen

Einführung

Der Begriff Eutrophierung kennzeichnet allgemein die Anreicherung von Nährstoffen an einem Standort. Daraus resultiert eine erhöhte Phytomasseproduktion, verbunden mit quantitativen und qualitativen Verschiebungen der Vegetationszusammensetzung. Im allgemeinen lösen wuchsräftige, vielfach sklerophyllarme Arten niedrigwüchsige und teilweise sklerophyllreichere ab.

Produktionsbestimmend ist das in verschiedenen Lebensräumen unterschiedliche Zusammenwirken von Standortfaktoren (-Komplexen), vor allem Nährstoffversorgung, Wasserhaushalt, Witterungsgeschehen.

Unter den Nährstoffen kommt bei terrestrischen Systemen dem Stickstoff entscheidende Bedeutung zu. Bei überoptimaler N-Versorgung können auch P-, K-, Mg-Versorgungsgrad die Phytomassebildung begrenzen. Allgemein sind indessen N-Gehalte im Boden beziehungsweise in der Phytomasse und Produktivität eng miteinander verknüpft.

Die Ursachen für Eutrophierungsvorgänge sind im wesentlichen:

- Die unmittelbare Düngung kultivierter Flächen. Der Einsatz von N-haltigen Mineraldüngern hat sich seit 1950/51 von 25,6 bis 1985/86 auf 126,1 kg je ha landwirtschaftlicher Nutzfläche erhöht (stat. Jb.);
- Einträge aus der Luft;
- Einträge mit dem Oberflächenwasser;
- Mobilisierung der im organischen Material des Bodens festgelegten N-Reserven, etwa in Niedermoortorfen als Entwässerungsfolge.

Die Auswirkungen für Naturschutz und Landschaftspflege gilt es zu beleuchten.

Versuch einer Bilanzierung

Deutlicher als einzelne Arten geben Vegetationstypen Aufschluß über die Wechselbeziehungen der an einem Standort herrschenden Ökofaktoren. Dabei ist unstrittig, daß jeder Ökofaktor eine quantitative, zeitlich und räumlich wirkende Dimension hat und auf einen konkreten Bestand mit variabler Intensität und Dauer wirkt. Die Vegetation ihrerseits reagiert auf sich ändernde Intensitäten eines Faktorenkomplexes mit zeitlicher Verzögerung. Diese Problematik ist indessen der Arbeit mit Bioindikatoren (hier der Vegetation) grundsätzlich eigen.

Über die Vegetationstypen in Schleswig-Holstein sind wir nicht zuletzt durch eine Reihe jüngerer Untersuchungen unserer

Arbeitsgruppe recht gut orientiert. Eine Neubearbeitung der »Roten Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins« (DIERSSEN et al. 1988) erlaubt unter anderem die folgende Generalisierung:

Von 328 unterschiedenen Vegetationstypen werden 7,7 % als ausgestorben, 68,6 % als \pm deutlich gefährdet und verändert und 23,7 % als derzeit noch nicht gefährdet eingeschätzt; 5,6 % der nicht gefährdeten Vegetationstypen scheinen häufiger zu werden.

Versucht man, die jeweiligen Pflanzengesellschaften nach dem Grad der Naturnähe ihrer Standorte und nach ihrer relativen Produktivität grob zu gliedern (Abb. 1), so zeichnen sich auch bei zurückhaltender Bewertung der oben aufgeführten subjektiven Abschätzung die folgenden Tendenzen ab:

1. Offenkundig sind oligotraphente und naturnahe Phytozönosen stärker gefährdet als eu- bis hypertraphente naturnahere.
2. Man darf folgern, daß in der ursprünglichen Naturlandschaft sowie unter extensiver Nutzung im Mittelalter oligotraphente Vegetationstypen stärker vertreten gewesen sein müssen als in der gegenwärtigen Kulturlandschaft. Verbliebene sind heute nurmehr Relikte naturnaher Vegetationstypen (H₁).
3. Auch die mäßig (extensiv) kulturbetonten Phytozönosen (H₂) sind überwiegend erheblichen Veränderungen unterworfen und gefährdet.
4. Bei anhaltender Eutrophierung und Nutzungsintensivierung von Flächen wird der Anteil eutraphent-hypertraphent-naturnaher Pflanzengesellschaften ansteigen (H₃E₄).

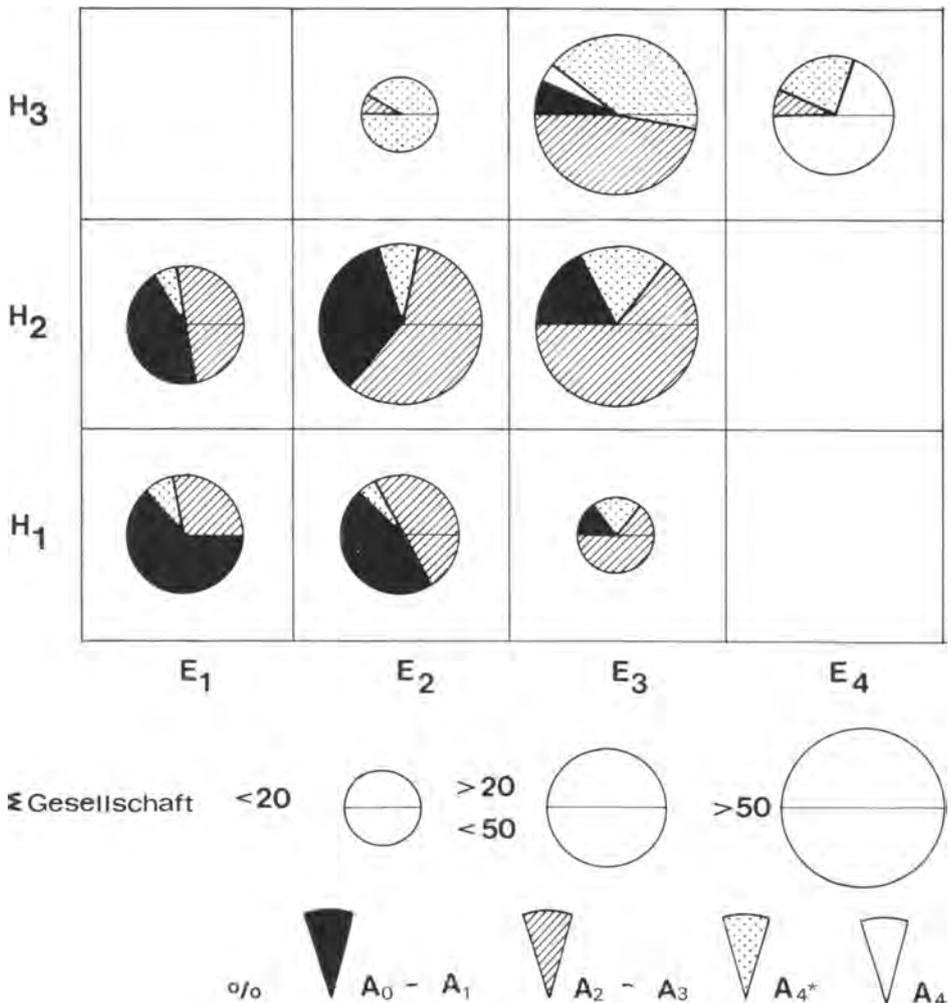


Abb. 1. Wechselbeziehungen zwischen Stufen der Naturnähe (H₁ α-oligohermrob, H₂ mesohermrob, H₃ eu-hermrob) und Trophiestufen (E₁ oligotroph, E₂ mesotroph, E₃ eutroph, E₄ hypertroph) bei schleswig-holsteinischen Pflanzengesellschaften. Der Radius gibt die Zahl der Gesellschaften wieder. A₀-A₁ ausgestorben und vom Aussterben bedroht; A₂-A₃ stark gefährdet und gefährdet; A₄* nicht gefährdet; A₄ in Ausbreitung begriffen. Basis: Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins 1988 (328 Vegetationstypen).

Zwei Ergänzungen sind wichtig für eine Deutung der Abbildung 1. Die Radien sind auf Gesellschaftssummen bezogen, nicht auf Flächen. H₁E₁ nimmt verschwindend kleine Flächen ein, H₃E₄ bereits den überwiegenden Teil des Bundeslandes. Natürlichkeitsstufen (Hemerobiestufen) und Produktivität von Vegetationstypen sind überdies keine voneinander unabhängigen Größen; naturnahe Lebensräume sind vielfach wenig produktiv, naturferne durchweg eutroph.

Diese sehr allgemeinen Aussagen bedürfen einer Präzisierung in Details.

Additive und synergetische Effekte

In Ökosystemen löst bekanntlich jede Veränderung eines maßgeblichen Faktorenkomplexes ihrerseits eine Vielzahl von Verschiebungen im abiotischen und biotischen Wirkungsgefüge aus. Effekte der Eutrophierung oder Produktionssteigerung lassen sich durchweg nicht auf eine isolierte Ursache zurückführen. Dies gilt es auch für die Diskussion von Gefährdungsursachen für unterschiedliche Sippen und Phytozönosen zu berücksichtigen. Einige Beispiele sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

Neben einer Standortsveränderung durch unmittelbare Nutzungseingriffe machen sich Eutrophierungseffekte eher schleichend bemerkbar, etwa durch langsame Verschiebungen der interspezifischen Konkurrenz und einem Zurücktreten niedrigwüchsiger Sippen. Als deren Rückzugsgebiete dienen vielfach Landschaftsausschnitte mit allgemein niedrigerem Nährstoffstatus, in Schleswig-Holstein etwa die Nordfriesischen Inseln oder auch Übungsplätze des Militärs in Geest- und Sanderlandschaften. Ein bezeichnendes Beispiel bietet etwa die Verbreitung von *Eleocharis quinqueflora*, dessen binneländische Vorkommen infolge Entwässerung und Eutrophierung heute weitgehend erloschen sind, während in basenreichen, aber N- und P-armen Dünentälern entlang der Küsten zum Teil noch ausgedehntere Wuchsorte existieren.

Drei Beispiele aus unterschiedlichen Vegetationskomplexen seien detaillierter erörtert: Großseggenrieder, Sandheiden und Knicks.

Großseggenrieder haben durch SCHRAUTZER (1988) eine synsystematische und synökologische Bearbeitung erfahren – unter Einbeziehung älterer Daten. Nach gängiger pflanzensoziologischer Praxis lassen sich Dominanzgesellschaften einzelner Seggenarten gegeneinander abgrenzen. Die jeweils vorherrschende Sippe zeigt, einmal etabliert, gegenüber Veränderungen des Wasser- und Nährstoffhaushaltes am Standort ein ziemlich großes Beharrungsvermögen, ist folglich auch ein schlechter Bioindikator. Aus der unterschiedlichen Zusammensetzung differenzierender Artengruppen innerhalb der jeweiligen Gesellschaften läßt sich indessen deutlich auf standörtliche Unterschiede schließen. Tabelle 2 zeigt für das *Peucedano-Calamagrostietum canescentis* beispielhaft die Differentialarten-Gruppen. Unter Einbeziehung von Vergleichskartierungen, Wasserstandsmessungen und Analysenbefunden wird die folgende Interpretation möglich.

- Die Einheiten 1–2 sind allgemein naturnäher und stärker gefährdet als 3–4. Sie unterscheiden sich von letzteren unter anderem bezogen auf Wasserstufen (deutlich nasser wachsend), Basensättigung (20–60 %) und C/N-Verhältnis $\bar{x} > 23$ der Böden.
- Die Einheiten 3 und 4 sind vielfach infolge Entwässerung aus 1 und 2 hervorgegangen und an trockenere Standorte mit höheren Basensättigungen und engerem C/N-Verhältnis gebunden.

Ein zusätzlicher Hinweis für die Beurteilung der Flächen: die mittleren Artenzahl

len, bei Einheit 3 aufgrund der hohen Zahl ubiquistischer Feuchtgrünland-Arten am höchsten, sind bei den Großseggengesellschaften gegenüber Kriterien wie Naturnähe, Naturraumspezifität und Seltenheit als Qualitätsmerkmal für die Bestände nachrangig.

Knicks (Wallhecken) sind vielfach Wahrzeichen schleswig-holsteinischer Landschaften. TISCHLER (1948) hat ihre faunistische Bedeutung belegt, WEBER (1967) ihr floristisches Inventar und ihre naturraumbezogene Gliederung mit vegetationskundlichen Verfahren bearbeitet. Veränderungen in jüngerer Zeit wurden unter anderem in unserer Arbeitsgruppe dokumentiert (HÖPER et al. 1987; SCHEER 1988). Knicks sind heute nicht mehr oder nur noch in begrenztem Umfang betriebswirtschaftlich nutzbare Landschaftsstrukturen, sondern sie verursachen dem Eigentümer primär Arbeit und Kosten. Die Festschreibung ihres Schutzes im Landschaftspflegerecht verhindert mehr oder weniger ihre vollständige Beseitigung, kann indessen nicht ihre an biologischen Kriterien meßbare sinnvolle Pflege gewährleisten. Vielfach resultieren:

- Einengungen der Schutzstreifen im Kontakt zur Knickbasis durch Ausdehnen der bewirtschafteten Flächen (Äcker)
- Dünger- und Pestizideintrag aus den angrenzenden Nutzflächen
- Ersatz des »Knickens« (»auf den Stock Setzens« in Umtriebszeiten von 9–11 Jahren) durch ein heckengemäßes Schneiden
- Belassen von Reisig auf dem Knick (Mulch- und Kompostierungseffekte)
- Durchweiden von Knicks.

Als Folge stellt sich eine nitrophytenbeherrschte, lichtbedürftige Krautvegetation ein, die selbst bei auf den Stock gesetzten Knicks den Wiederaustrieb der Gehölze erschweren kann. Plastisch läßt sich dieser

Tab. 1: Gefährdungsursachen für einige ausgewählte Phytozönosen Schleswig-Holsteins

<i>Charion asperae</i> (Armleuchteralgen-Ges.)	– Keimungshemmung bei hohen P-Konzentrationen in den Siedlungsgewässern, Verringerung der Sichttiefe, Konkurrenzdruck durch Potamogetonion-Gesellschaften
<i>Lobelion dortmannae</i> (Lobelien-Ges.)	– Tiefenausbreitung durch Verringerung der Sichttiefe und Periphyton, Höhenausbreitung durch Konkurrenz der Phragmition-Ges., Keimung durch Sedimentbildung verhindert
<i>Elatino-Eleocharition</i> (Teichried.-Ges.)	– Veränderung der Bewirtschaftungsweise von Fischteichen, stärkere Förderung konkurrierender Gesellschaften (Bidention) infolge Düngung
<i>Arnoseridion minimae</i> (Lammsalat-Fluren)	– Lichtkonkurrenz der Deckfrucht (Getreide), Herbizide
<i>Caricion nigrae</i> (Schwarzseggen-Fluren)	– Verschiebung des Konkurrenzgefüges infolge Entwässerung, Düngung und Intensivierung der Beweidung
<i>Molinia caeruleae</i> (Streuwiesen)	– wie vorig., aber bei anderer Ausgangs-Wasserstufe
<i>Mesobromion erecti</i> (Halbtrockenrasen)	– Nutzungsaufgabe, diffuser Düngereintrag
<i>Genistion pilosae</i> (Sandheiden)	– ibid.
<i>Geranion sanguinei</i> (Trockensäume)	– ibid.
<i>Pruno-Rubion macrophylli</i> (Waldhecken-Vorgebüsche)	– Standortseinengung durch Erweiterung angrenzender Nutzflächen, veränderte Bewirtschaftungsweise, Nährstoffeintrag

Tab. 2: Differenzierende Arten unterschiedlich naturnaher Ausbildungen des *Peucedano-Calamagrostietum canescentis* in Schleswig-Holstein

Mittlere Artenzahl	13 ¹	15 ²	22 ³	18 ⁴
Ch <i>Calamagrostis canescens</i>	V	V	V	V
d ₁ <i>Sphagnum fallax</i>	V	.	.	.
d ₂ <i>Festuca rubra</i>	.	.	IV	+
<i>Ranunculus acris</i>	.	.	III	+
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	.	.	III	.
<i>Rumex acetosa</i>	.	.	III	I
<i>Holcus lanatus</i>	.	.	III	.
<i>Lotus uliginosus</i>	.	.	III	I
<i>Lathyrus pratensis</i>	.	.	II	.
d ₃ <i>Urtica dioica</i>	.	.	.	V
<i>Galium aparine</i>	.	.	.	II

¹ Niedermoor-Ausbildung mit *Sphagnum fallax*
² Typische Ausbildung der Großseggenrieder (Ausbildung ohne Differentialarten)
³ Ausbildung entwässerter Feuchtgrünland-Brachen
⁴ Ausbildung aufgelassener Feuchtgrünland-Brachen

Prozeß als »Vernesselung« und »Verqueckung« bezeichnen; *Urtica dioica* und *Agropyron repens* werden zu aspektbildenden Arten. Dieser Effekt wird beschleunigt und verstärkt, wenn Knicks im Zuge von Flurbereinigungs- und Straßenbaumaßnahmen verschoben werden, wobei die Wälle mit Bodenmaterial aus den Nutzflächen kontaminiert werden und die Krautschicht eine Bereicherung von Sippen aus der Samenbank der angrenzenden Flächen erfährt.

Sandheiden sind ehemals extensiv bewirtschaftete, zwergstrauchdominierte Lebensgemeinschaften auf Magerstandorten, die sich aktuell nicht mehr bewirtschaften lassen. Ihren zeitweilig landschaftsprägenden Charakter haben sie in Schleswig-Holstein zu Beginn unseres Jahrhunderts verloren; die letzten etwas größeren zusammenhängenden Flächen in Nordfriesland sind im Zuge des Programmes Nord in den 50er Jahren kultiviert worden. Einige Restflächen liegen in Naturschutzgebieten und erfahren hier Veränderungen, wie sie auch etwa aus den Niederlanden und Niedersachsen geläufig sind (vergl. u. a. HEIL 1984; MATZNER 1980).

Die bezeichnende Vegetation durchläuft einen Entwicklungszyklus von Pionier- zu Altersphasen. Bei letzteren kann sich *Calluna vulgaris* als Schlüsselart infolge der eingetretenen Streuakkumulation nicht über Keimpflanzen regenerieren. Das Entfernen der Streu durch »Plaggen« oder Brennen war früher Maßnahme zur Regeneration von Pionierphasen; die extensive Weide durch Schafe und Rinder wirkte phasenverlängernd. Nutzungsaufgabe und stete Streuakkumulation haben zu einer Anreicherung von *Calluna*-Altersphasen geführt, die entweder im Konkurrenzkampf Gräsern unterliegen – vor allem *Avenella flexuosa*–, von *Empetrum nigrum* abgelöst werden oder durch Massenauf-treten des Heidekäfers (*Lochmaea suturalis*) abgetötet werden. Die Larven dieses Chrysomeliden verpuppen sich in der Rohhumusschicht der *Calluna*-Altbestände. Externe Nährstoffeinträge beschleunigen die Larvalentwicklung, senken die Mortalitätsrate und wirken dadurch kalamitätsverstärkend. Die in der Wurzelphytomasse gebundenen Nährstoffvorräte abgestorbener *Calluna*-Pflanzen werden schlagartig freigesetzt und tragen zur Fitness des im Vergleich zu *Calluna vulgaris* besseren Nährstoffökonom *Avenella flexuosa* bei. Die positive Rückkoppelung externer und interner Nährstoffzyklen verschiebt das Konkurrenzgleichgewicht von *Calluna* und *Avenella*-beherrschten Systemen. Ob bei hohem externen Nährstoffeintrag überhaupt noch ein Heidemanagement sinnvoll sein kann, wird derzeit kontrovers beurteilt (vergl. MATZNER, op. cit.). Unstrittig dürfte sein, daß erhöhte Nährstoffumsätze ein Management verteuern, erschweren und die Frequenz erhaltungsnotwendiger Pflegeeingriffe erhöhen.

Die gewählten Beispiele sollten unter anderem dies verdeutlichen: Eutrophierungsprozesse greifen nicht allein auf di-

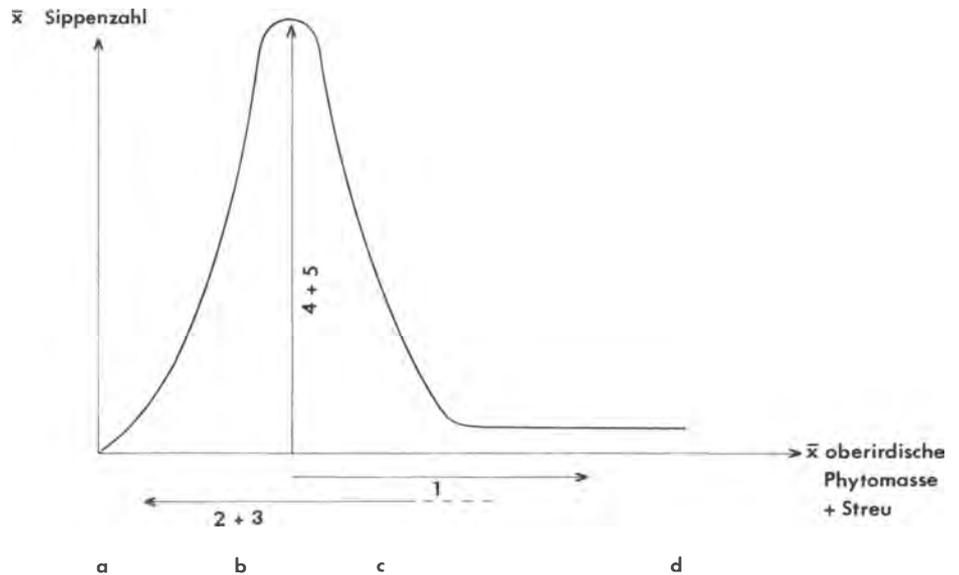


Abb. 2. Wechselbeziehungen zwischen mittlerer Sippenzahl (Artenvielfalt), Streuß, Störung und dem Auftreten dominanter Arten mit hoher Phytomasse und Streuproduktion. 1 Dominanz, 2 Streuß, 3 Störgröße, 4 Nischen-Differenzierung, 5 Auftreten von Arten und Genotypen. Weitere Erläuterungen im Text (nach GRIME, 1981).

rekt gedüngten Flächen, sondern auch auf solchen mit biologischer Vorrangnutzung (Schutzgebieten) oder jenen, denen eine Ausgleichsfunktion im Landschaftshaushalt zukommen sollte. Die unterschiedlichen Veränderungen auslösenden Prozesse (Entwässerung, Nutzungsaufgabe, Einengung von Pufferzonen o. ä.) werden durch externe Nährstoffeinträge verstärkt und führen beschleunigt zu Sukzessionen mit metastabilen Lebensräumen oder Schlußgesellschaften, die unter landschaftsökologischem Aspekt nicht erwünscht sind.

Lassen sich Eutrophierungsfolgen rückgängig machen?

Vorab ein generalisierendes Modell: GRIME (i. e. 1981) hat durch eine Reihe von Untersuchungen die Wechselbeziehungen zwischen standörtlichem Streuß, Störgrößen, Produktivität und potentiell möglicher Artenzahl in Abhängigkeit von der Nischenvielfalt eines Lebensraumes aufzudecken versucht (Abb. 2). Die Abszissenabschnitte a–c geben etwa was modifiziert wieder, was bereits A. THIEMEMANN als biozönotische Grundprinzipien in bezug auf extreme Standorte und Artenvielfalt formuliert hat. Für den Kurvenabschnitt d läßt sich für Landökosysteme formulieren, daß mit ansteigender oberirdischer Phytomasse und Streu die Tendenz zur Dominanz einer Art unter gleichzeitiger Unterdrückung der Artenvielfalt erkennbar ist. Für die im vorausgegangenen Abschnitt geschilderten Verhältnisse in Großseggenriedern und Sandheiden ist das Modell stimmig, für Knicks nur insofern schwerer nachvollziehbar, als es sich bei ihnen um mehrschichtige Phytozönosen mit verschiedenartig zusammengesetzten Untersystemen handelt (Vegetationskomplexe).

Aus einer weitreichenden Übereinstimmung von Geländebeobachtungen, -pro-

tokollen und generalisierendem Modell stellt sich für spezielle Lebensräume und deren Lebensgemeinschaften die Frage, in welchem Umfang Phytomasse- und Streuentnahme erforderlich sind, um eine systemspezifische Nischenvielfalt zu erhalten und zurückzuentwickeln.

Naturschutzkonzepte zielen zum einen auf den unmittelbaren Schutz vorhandener Lebewesen und Lebensgemeinschaften (konservierender Schutz). Hierfür sind Pflegeeingriffe zumindest bei anthropogenen Ökosystemen unerlässlich. Für die erörterte Fragestellung ist dies gleichbedeutend mit der möglichst weitgehenden Vermeidung einer Erhöhung des Nährstoffstatus.

Darüber hinaus werden zunehmend Maßnahmen zur Herstellung eines »ökologisch besseren« Zustandes (höhere Artenvielfalt o. ä.) diskutiert. Euphemismen wie Regeneration, Renaturierung, Extensivierung u. ä. kennzeichnen das Vokabular dieses gestaltenden Naturschutzes. Im diskutierten Zusammenhang bedeutet dies nach Möglichkeit auch: Oligotrophisierung eutropher Lebensräume.

Aufgegriffen seien zwei Vorgehensweisen:

- Ausmagerungsnutzung auf Standorten mit produktionskräftiger Vegetation;
- Vernässung, unter anderem auch zur Minderung beziehungsweise Unterbindung der Mineralisation organogener Böden.

Zur Ausmagerungsnutzung etwa von Grünlandbrachen liegt bereits eine Fülle detaillierter Informationen vor (z. B. SCHREIBER 1985, 1987; SCHIEFER 1987; KAPFER 1988). Allgemein sind danach solche Maßnahmen am erfolgversprechendsten, die in frühen Brachestadien einsetzen und einen noch erhalten gebliebenen Artengrundstock fördern (also fast noch Maßnahmen des konservierenden Schutzes). Nicht alle Standorte sind ausmagerungsfähig; eine Prognose wird durch

bodenkundliche und produktionsbiologische Untersuchungen möglich: wieviele Nährstoffe werden im Boden bereitgestellt, wieviele mit dem Erntegut entzogen? In Details existieren Forschungsdefizite.

Bei Vernässungen gilt es zu berücksichtigen, daß die N-Mineralisierung unter anaeroben Verhältnissen zwar abfällt, die N-Translokation in den Rhizomen von Pflanzen davon aber nicht betroffen sein muß. Die Produktivität der Vegetation kann erhalten bleiben: eine eutraphente Gesellschaft relativ trockener Standorte wird lediglich durch eine solche nasserer Bereiche abgelöst. Gelangen organogene Böden unter anaerobe Bedingungen, so erfolgt eine Phosphat-Freisetzung und damit für Gewässer ein Eutrophierungsschub. Bei Vernässungen eutropher Standorte ohne vorausgegangene Ausmagerung lassen sich mithin kaum weniger produktionskräftige Folgegesellschaften erwarten.

Forschungsdefizite und naturschutzpolitische Konsequenzen

Die Entwicklung von Ökosystemen oder deren Primärproduzenten ist schwer prognostizierbar – die Wissensdefizite liegen auf der Hand:

- Generell ist das Wissen über Interaktionen zwischen biotischen und abiotischen Systemgliedern unzulänglich und wird dies wohl aufgrund der großen Komplexität trotz verstärkter Bemühungen und Fortschritte einer Ökosystemforschung auch bleiben.
- Die Biologie gefährdeter Sippen und Lebensgemeinschaften ist in vielen Details ungeklärt und
- über die Nährstoffzyklen konkreter Bestände oder stark gegliederten Vegetationstypen liegen zumeist nur wenig präzise Angaben vor.

Mit mittlerem Aufwand ist jedoch schon mittelfristig durch eine zielorientierte For-

schungsförderung möglich, die Ausmagerungsmöglichkeiten für Phytozönosen in Abhängigkeit von Bodenqualität und Hydrologie besser abschätzen zu lernen als bislang.

Mangelnde naturwissenschaftliche Kenntnisse (im Detail) entbinden nicht von der Notwendigkeit eines vorsorglichen politischen Handelns. Akzeptiert man Arten- und Lebensgemeinschaftsschutz als gesellschaftliche Ziele, so ist bei dem aktuellen Wissensstand offenkundig, daß Nutzungsintensivierung und Nährstoffeinträge Kernprobleme für eine nachhaltige Naturschutzarbeit sind. Das Einrichten eutropher Lebensräume (Kleingewässer, Knicks, Hecken, Feldgehölze, Remäandrierung von Bächen) leistet für den Schutz gefährdeter Arten- und Lebensgemeinschaften allenfalls marginale Beiträge.

In Gebieten mit agrarischer Vorrangnutzung liegt es nahe, in diesem Zusammenhang über die Einführung umweltverträglicherer Formen der landwirtschaftlichen Bodennutzung nachzudenken. Die derzeit aufgelegten *Extensivierungsprogramme* tragen lediglich *punktuell* zu einer Dämpfung der Probleme des Lebensraumschutzes bei. Bei stagnierender Produktion (Stichwort: Milchkontingentierung) und zugleich weiter steigenden Produktionskosten für den Betriebswirt sind Zuschüsse aus dem Extensivierungsprogramm Subventionen, die betriebswirtschaftlich gesehen den aktuellen Produktionsstand halten. Hier liegt ein Nachteil des Programms: extensivere Nutzung auf Teilflächen wird innerbetrieblich durch eine zugleich intensivere Nutzung der übrigen Flächen abgefangen.

Flächenstilllegungen fangen vom Umfang her gerade die prognostizierte Produktionssteigerung durch die zu erwartenden Erfolge in Züchtungsforschung und rationalerem Betriebsmitteleinsatz ab. Insofern tragen beide Programme indirekt eher dazu bei, volkswirtschaftlich sinnvolle, aber politisch ungleich schwerer umsetzbare Entscheidungen (i. e. die Besteuerung des N-Einsatzes) noch zu verzögern.

Literatur

- DIERSSEN, K. und Mitarbeiter, 1988: Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. – 2. Aufl., SchrR. Landesamt NatSchutz LandschPflg. SH, 159 S., Kiel.
- GRIME, J. P., 1981: Plant strategies and vegetation processes. – 222 S. Chichester.
- HEIL, G., 1984: Nutrients and the species composition of heathlands. – Diss. Utrecht. 139 S.
- HÖPER, H.; KÖLBEL, A.; SCHEER, M., 1987: Auswirkungen der Knickversetzungen auf die Pflanzenwelt. – Gutachten Landesstelle VegKde/Botan. Inst. CAU. Unveröff. Polykopie, 98 S., Kiel.
- KAPFER, A., 1981: Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes – Aushagerung und Vegetationsentwicklung. – Diss. Bot. 120, 144 S., Berlin.
- MATZNER, E., 1980: Untersuchungen zum Elementhaushalt eines Heide-Ökosystems (*Calluna vulgaris*) in Nordwestdeutschland. – Gött. bodenkdl. Ber. 63, 120 S., Göttingen.
- SCHEER, M., 1988: Geobotanische Untersuchungen an Wallhecken in Angeln. – Unveröff. Diplomarb. Bot. Inst. Univ. Kiel. Polykopie, 92 S., Kiel.
- SCHIEFER, J., 1981: Bracheversuche in Baden-Württemberg. – Beih. Veröff. NatSchutz LandschPflg. Bad.-Württemb. 22, Karlsruhe.
- SCHRAUTZER, J., 1988: Pflanzensoziologische und standörtliche Charakteristik von Seggenriedern und Feuchtwiesen in Schleswig-Holstein. – Mitt. AG Geobot. Schlesw.-Holst./Hamb. 38, 189 S., Kiel.
- SCHREIBER, K. F. (ed.), 1985: Sukzession auf Grünlandbrachen. – Münstersche geogr. Arb. 20, 230 S., Paderborn.
- 1987: Sukzessionsuntersuchungen auf Grünlandbrachen und ihre Bewertung für die Landschaftspflege. – In: R. SCHUBERT und W. HILBIG (eds.): Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen 2, 275–284, Halle.
- TISCHLER, W., 1948: Biozönotische Untersuchungen an Wallhecken. – Zool. Jb. 77, 284–400.
- WEBER, H. E., 1987: Über die Vegetation der Knicks in Schleswig-Holstein. – Mitt. AG Floristik Schlesw.-Holst./Hamb. 15, 1–196, Kiel.

Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. K. Dierßen
Botanisches Institut – Biologiezentrum
Olshausenstr.
2300 Kiel 1

Anthropogen verursachte Eutrophierung bedroht die schutzwürdigen Lebensgemeinschaften und ihre Biotope in der Agrarlandschaft unserer Mittelgebirge

Von Barbara Ruthsatz

In welcher Weise ist die Eutrophierung ein Problem für den Naturschutz?

Als Eutrophierung wird in diesem Zusammenhang die Zunahme der Stoffumsetzungen bzw. der Biomasseproduktivität von Lebensgemeinschaften verstanden, die durch eine Mobilisierung oder Anreicherung von Nährstoffen im Boden und in der Pflanzendecke ausgelöst wird. Dieser Vorgang bewirkt innerhalb der die Le-

bensgemeinschaften aufbauenden Populationen zunächst eine Verschiebung der Konkurrenzvorteile zugunsten von solchen Populationen, die eine Verbesserung der Nährstoffversorgung effektiver für ihre vegetative und/oder generative Entwicklung verwerten können. Mit fortschreitender Eutrophierung oder bei längere Zeit anhaltenden auch nur geringfügigen Veränderungen werden die oligo- und mesotraphenten Arten verdrängt und durch neue eutraphente Arten ersetzt. Dies be-

zieht sich zunächst vor allem auf Pflanzen. Mit den Änderungen in der Zusammensetzung der Pflanzendecke sind jedoch Wirkungen auf Tiere unvermeidlich. Eutrophierungsvorgänge laufen auch unter vom Menschen unbeeinflussten Bedingungen ab: die allmähliche Veränderung oligotropher hin zu mesotrophen Seen mit ihren bezüglich Nährstoffen anspruchsvolleren Lebensgemeinschaften ist wohl das bekannteste Beispiel. Im Verlauf von primären progressiven Sukzessionen

kommt es regelmäßig zur Anreicherung von Nährstoffen im Boden und der Biomasse. Sie stammen aus tiefen Bodenschichten, der Luft mit den darin transportierten Stoffen und aus den Niederschlägen. Die Lebensgemeinschaften erscheinen geradezu daraufhin selektioniert, als »Fallen« zu wirken und Nährstoffvorräte im Humus sowie der lebenden und der toten Biomasse anzulegen.

Durch die moderne Düngewirtschaft in der Agrarproduktion sowie die Fernwirkungen von Industrie, Energiewirtschaft und Verkehr ist das Angebot an Nährstoffen für viele Lebensgemeinschaften beabsichtigt oder unbeabsichtigt vergrößert worden. Damit wird der natürliche Vorgang der Eutrophierung beschleunigt. Stoffeinträge aus der Luft werden in Pflanzenbeständen von großen »rauh« Oberflächen konzentriert. Nennenswerte, aber schwer meßbare Nährstoffanteile werden von Pflanzen direkt aus der Luft assimiliert. Diese unkontrollierten Stoffeinträge stellen das seit Jahrzehnten maßgebende Naturschutzkonzept – Flächen ausgrenzen, schützen, vernetzen ... – vor nahezu unlösbare Aufgaben. Naturschutzziele werden unerreichbar, Schutzgebiete sind zwar notwendig – aber nicht mehr hinreichend (um mitteleuropäische Arten vor dem Verschwinden zu bewahren). Deshalb verändern sich die Lebensbedingungen oligo- und mesotropher Gemeinschaften so rasch und großflächig, daß daran gebundene, konkurrenzschwache Arten in Mitteleuropa zunehmend vom Aussterben bedroht sind (ELLENBERG 1983, 1985 u. a.).

Dieser Vorgang ist unter Fachleuten inzwischen weitgehend bekannt, wird aber von der breiten Öffentlichkeit nicht oder nur bruchstückhaft verstanden. Daher sind praktische Ansätze, diesen Ursachenkomplex des Artenrückgangs zu bekämpfen und sein Wirken wenigstens zu verlangsamen, noch wenig populär oder werden für viele Biotop und ihre Lebensgemeinschaften zu spät verwirklicht.

Der vorliegende Beitrag soll die wichtigsten Hintergründe und Abläufe der Eutrophierung aus der Sicht der Geobotanik verdeutlichen und mit einigen planerischen Ansätzen mögliche, das Problem mildernde Lösungswege aufzeigen.

Welche Ursachen und Vorgänge kennzeichnen die Eutrophierung von schutzwürdigen Biotopen in Agrarlandschaften?

In vielen Teilen der deutschen Mittelgebirge hat die Modernisierung der Landwirtschaft später eingesetzt als im Tiefland. Dies gilt insbesondere für die montan geprägten, kühl-feuchten Lagen und die aus basenarmen Gesteinen aufgebauten Mittelgebirge wie z. B. die Hochlagen der Eifel und des Hunsrücks. Noch bis in die 60er Jahre hinein gab es hier zwischen den relativ kleinen, nur mäßig gedüngten Wiesen, Weiden und Äckern eine große Zahl wenig oder nicht mehr genutzter sogenannter

»Ödland«-flächen und »Kleinstrukturen«. Sie hatten zwar ihre frühere Funktion verloren, waren aber noch nicht in intensiver oder rationeller bewirtschaftete Nutzflächen bzw. durch Aufforstung in Wald verwandelt worden. Schutzwürdige Arten, die an nährstoffreichen Standorten nicht konkurrenzfähig wären und die heute selten geworden sind, konzentrieren sich in den meisten Fällen auf die Reste dieser Biotope. Es handelt sich vor allem um die folgenden Lebensräume:

- Kalkhalbtrockenrasen
- Silikatmagerrasen
- Borstgrasrasen und Heiden
- magere Rotschwengel-Weiden
- trockene Glatthaferwiesen
- magere Äcker
- magere Sumpfdotterblumenwiesen
- Pfeifengraswiesen
- Hochstaudenfluren und Großseggenriede
- Kleinseggenriede
- Quellsümpfe
- Schwingrasen-Hochmoorkomplexe.

Alle diese Lebensräume sind keineswegs so extrem, daß sich in ihnen nicht Gebüsche oder Wald ansiedeln könnten: Es sind durch Nutzungseinflüsse auf diesem Sukzessionsniveau gehaltene, anthropogene Ersatzgesellschaften von Wäldern. Das gleiche trifft für die meisten Kleinstrukturen zu, wie

- Hecken und Buschgruppen
- Weg- und Ackerraine
- Bach- und Grabenröhrichte
- Staudensäume vor Gebüsch- und Waldrändern.

Nur wenige felsige Steilhänge, See- und Flußufer sowie größere Moorkomplexe mit Schwingrasen und Hochmoorinseln dürften von Natur aus waldfreundlich gewesen sein.

Von diesen mesotrophen und in der Regel keineswegs oligotrophen Lebensräumen sind in manchen Mittelgebirgslandschaften noch wenige typische, meist jedoch schon in Umstrukturierung begriffene Flächen erhalten. Ihr Rückgang durch direkte Zerstörung oder ihre Veränderung durch Verbuschung und gerade auch durch Eutrophierung scheint zunehmend rascher abzulaufen. Dadurch können sie immer weniger als gesicherter Überlebensraum für mesotrophente, gefährdete Pflanzen- und Tierarten dienen.

Als Eutrophierungsursachen sind die folgenden in den vergangenen Jahrzehnten sicher am wirksamsten gewesen (Tabelle 1):

1. Direkte Düngung und damit Überführung in intensiv bewirtschaftete, produktive Nutzflächen (Grünland und Acker).
2. Düngereintrag durch oberflächliche Abspülung oder Auswehung von mit Nährstoffen angereicherter Ackerkrume; bei den an Äcker angrenzenden Magerflächen randlich von gewisser Bedeutung.
3. Ablagerung von nährstoffreichen Abfällen, Schutt, Ernterückständen usw.
4. Anreicherung von Nährstoffen durch fehlenden Stoffentzug und deshalb

fortschreitende Sukzession im Zusammenhang mit der Verbuschung und sich (dadurch) änderndes Mikroklima.

5. Eintrag von Nährstoffen in sickernasse, quellige Seggenriede, Röhrichte und Hochstaudenfluren aus oberhalb angrenzenden, gedüngten Acker- und Gründlandflächen (VERHOEVEN und ARTS 1987; WEY 1988).
6. Überschwemmung oder Überstauung von Röhrichtern, Seggenrieden und Hochstaudenfluren durch nährstoffreiches See- und Bachwasser, das bei Hochwassersituationen meist mit ungeklärtem Abwasser und nährstoffreichem Ackerboden belastet ist.
7. Entwässerung von Feuchtstandorten und damit Mobilisierung von vorher nicht pflanzenverfügbaren Nährstoffen insbesondere durch Mineralisierung von Stickstoff aus der toten organischen Substanz.

Hinzu kommen seit einigen Jahren, höchstens wenigen Jahrzehnten, die Nährstoffeinträge aus der Luft in Form von Gasen, Aerosolen, Stäuben sowie in Regen, Nebel, Reif und Schnee gelösten Säuren und Salzen. Wenn auch die in Luft und Regen von Mittelgebirgslandschaften vorhandenen Nährstoffkonzentrationen häufig geringer sind als in intensiv landwirtschaftlich oder industriell genutzten Tieflagen, so kann es wegen der höheren Niederschläge, größerer Windgeschwindigkeiten und damit lateralen Konzentrationseffekten, häufigeren Nebel-, Reif- und Schneelagen zu ähnlich hohen oder sogar höheren Gesamtdepositionen kommen.

Eutrophierend wirken zunächst diejenigen Stoffe, die am betroffenen Standort Mangelfaktoren darstellen. Damit dürften Stickstoff, Phosphor, Calcium und in basenarmen Böden eventuell auch Kalium und Magnesium besonders stark eutrophierende Wirkung haben. Während Stickstoff in Form von Nitrat sehr gut mit dem Sickerwasser weitertransportiert wird, ist dies bei Calcium, Magnesium, Ammonium, Kalium und Phosphat in viel geringerem Maß oder überhaupt nicht der Fall (OBERMANN 1982; WOHLRAB et al. 1983, u. a.). Diese Ionen werden vorwiegend an Bodenpartikel sorbiert und durch die Luft oder entlang der Bodenoberfläche verlagert. Ammonium und Nitrat können nach Umwandlung in Ammoniak oder Stickoxide in größeren Mengen auch gasförmig aus begüllten Wirtschaftsflächen in benachbarte Magerbiotope gelangen.

Welches sind die für Agrarlandschaften der Mittelgebirge kennzeichnenden Besonderheiten der Eutrophierungsvorgänge?

Die Besonderheiten der Mittelgebirgslandschaften in bezug auf Eutrophierungsvorgänge liegen somit in folgenden Tatsachen:

- Magere bis mäßig nährstoffreiche Standorte mit den für sie typischen Lebensgemeinschaften sind noch relativ

Tab. 1: Standortbedingungen und Gefährdungen von schutzwürdigen Magerbiotopen in Mittelgebirgslandschaften. Einschätzung anhand von Beobachtungen aus Eifel- und Hunsrück-Landschaften.

Vegetationstyp ohne Wälder	Standortmerkmale		Relief-gestalt	Form	(typische) Aus-dehnung	Vor-kommen (1-4)	Gefährdung durch (s. S. 31)							Stoffgruppe			heutige Bedrohung (1-5)
	Boden-art	Boden-mächtigkeit (cm)					1	2	3	4	5	6	7	N	P	Basen	
Kalkhalbtrockenrasen	L,T	5-20; gering	Steil-Hang	flächig	wechselnd	3	.	(+)	.	++	.	.	.	+	(+)	-	2-3
Silikat-Magerrasen	S	5-15; gering	Hang (Ebene)	flächig	gering, mittel	1	.	(+)	.	++	.	.	.	+	+	+	4-5
Borstgrasrasen und Heiden	L,T	5->3; gering, mittel	Ebene, Hang	flächig	wechselnd	2	+	(+)	.	+	.	.	.	+	+	+	4-5
Rotschwingel-Weiden	S,L	20->50; mittel	Ebene, Hang	flächig	mittel	3	++	(+)	.	++	.	.	.	+	+	+	2-3
trockene Glatthaferwiesen	S,L	20->50; mittel	Ebene, Hang	flächig	mittel	2	++	(+)	.	+	.	.	.	+	+	-	3-4
Ackerwildkrautfluren (magere)	S,L,T	gering-mittel	Ebene, Hang	flächig	schmal, mittel	3	+	+	+	+	+	2-3
Pfeifengraswiesen basenarm*, reich	L,H	30->50; mittel	Ebene	flächig	mittel	2	+	(+)	.	+	(+)	+	+	+	++	+	4-5
Sumpfdotterblumenwiesen	L,T	mittel, mächtig	Ebene	flächig	mittel	3	++	(+)	.	+	(+)	+	+	+	+	(+)	2-3
Hochstaudenfluren	S,L,T	mittel-mächtig	Hang, Mulde	flächig linear	mittel, gering	3	.	(+)	.	+	+	+	+	+	+	(+)	1-2
Großseggenriede	L,T	mittel-mächtig	Mulde, Hang	flächig	mittel, gering	2	.	.	.	(+)	+	+	(+)	+	+	(+)	1-2
Kleinseggenriede basenarm*, reich	L,T,H	mittel-mächtig	Mulde, Hang	flächig	gering	1	.	(+)	.	(+)	+	+	+	+	+	+	5
Quellsümpfe basenarm*, reich	L,T,H	mittel-mächtig	Hang, Hangfuß	flächig	gering	1	++	.	+	+	(+)	+	2-3
Schwingrasen-Hochmoorkomplexe	H	mittel-mächtig	Ebene	flächig	gering, mittel	1	+	.	.	+	+	4-5
Wegraine (magere)	S,L	10->30 gering, mittel	Hang, Ebene	linear	schmal	4	.	+	+	+	+	+	3-4
Ackerraine (magere)	S,L	mittel-mächtig	Hang	linear	schmal	2	.	++	++	+	+	+	3-4
Bach- u. Grabenröhrichte	S,L	mittel-mächtig	Ebene, (Hang)	linear	schmal	4	.	++	+	.	.	++	.	+	+	+	3-4
Staudensäume vor Gehölzen (magere)	S,L	gering-mächtig	Ebene, Hang	linear	schmal	3	.	++	++	+	.	.	.	+	+	+	4-5

+* nur bei Basenmangel, (+) randlich; (1-4), (1-5) relative Stufen, 1 = gering; 5 = stark, verbreitet

häufig, aber in starkem Rückgang begriffen. Wiederholte Biotopkartierungen haben dies überall deutlich gemacht.

- Solche Magerstandorte verdanken ihr bisheriges Überleben der durch
 - Ungunst des Klimas,
 - reliefbedingte Erschwernis der Bewirtschaftung,
 - natürliche Nährstoffarmut oder Flachgründigkeit der Böden und
 - wirtschaftliche Randlage behinderten Landwirtschaft.
- Alle Still-, Sicker- und Fließgewässer sind zumindest zeitweise stark mit Pflanzennährstoffen angereichert und eutrophieren die von ihnen erreichten Feuchtgebiete. Viele Ortschaften haben noch keine oder unzureichend ausgebaut Kläranlagen. Mit steigendem Düngeraufwand wächst auch in den Mittelgebirgen der Eintrag von Nährstoffen aus den landwirtschaftlichen

Nutzflächen in die Gewässer. Alle in Talauen, Mulden an Unterhängen und Hangfüßen liegenden Lebensräume sind durch Nährstoffzufuhr aus ihrem Wassereinzugsgebiet besonders gefährdet.

- Die Nährstoffkonzentrationen in Luft und Niederschlägen sind vergleichsweise geringer als in industrienahen und durch Mastviehhaltung geprägten Landschaften. Allerdings kann dies in bezug auf die Depositionsmengen durch die häufig höheren Niederschläge usw. überkompensiert werden (s. o.).

Welche Standortmerkmale leisten Eutrophierungsvorgängen besonderen Vorschub?

Es gibt eine Reihe von allgemeinen Standortmerkmalen, die einer Eutrophierung von Biotopen besonders förderlich sind.

Sie sollen im folgenden kurz erläutert werden.

Bodeneigenschaften

- allgemeiner *Nährstoffmangel*: Auch geringe Nährstoffeinträge können Mangelsituationen beheben.
- *nasse Torfböden*: Aufgrund ihrer geringen Sorptionskapazität sind eingetragene Nährstoffe darin meist gut pflanzenverfügbar. Dies gilt insbesondere für Phosphat, das bei Mangel an Fe- oder Ca-Ionen nicht festgelegt wird.
- *entwässerte Torfböden*, insbesondere von *Niedermooren*: Die Aktivierung der Mikroorganismenaktivität führt zu rascher Zersetzung des Torfes und damit verbunden hoher Mineralstickstoffbildung. Die Nitratbelastung von Vorflutern, die Mooregebiete entwässern, ist bekannt (EGGELSMANN und KUNTZE 1972; SCHEFFER 1977).

- *Schluff- und tonreiche Böden*: Die hohe Sorptionskapazität dieser Böden bedingt ihre gute Speicherfähigkeit für einmal zugeführte Nährstoffe. Es ist nicht möglich, sie durch Ernteentzug bei fehlender Düngung in kurzen Zeiträumen (Jahrzehnten) zu verarmen (WOLF 1979; SCHMIDT 1981; SCHIEFER 1984; SCHREIBER 1985).
- *tiefgründige Böden*: Je mächtiger die Bodendecke ist, desto besser kann sie als Langzeitspeicher für Nährstoffe dienen.

Reliefmerkmale

- *Mulden-, Unterhang- und Hangfußlagen*: Hangzug-Sickerwasser, oberflächlicher Wasserabfluß und Bodenabtrag reichern Nährstoffe an Standorten dieser Lagen an. Dies sind natürliche, jedoch anthropogen beschleunigte und verstärkte Vorgänge.
- *Verebnungen in Bach- und Flußauen*: Aus dem Einzugsgebiet der Gewässer werden bei Hochwasser Nährstoffe in den Auenbereichen sedimentiert. Dieser Vorgang hat seit Beginn des Ackerbaus überall stark zugenommen, wobei die abgeschwemmte Ackerkrume heute wesentlich nährstoffreicher ist als früher.
- *schattig-kühle Nordlagen*: Häufig sind auf der der Sonne abgewandten Hangseite die Böden von Natur aus tiefgründiger und damit nährstoffreicher. Das feucht-kühlere Mikroklima kann Trockenperioden im Sommer wenigstens teilweise kompensieren und Nährstoffe im Boden stärker wirksam werden lassen.

Form- und Strukturmerkmale

- *kleine und schmale Flächen*: Je größer die Kontaktzone mit angrenzenden, meist intensiver genutzten Flächen ist, desto wahrscheinlicher werden Nährstoffeinträge von außen.
- *gehölznahe Standorte*: Neben Luv- oder Lee- und Expositionseffekten kann der Laubfall der Bäume oder Sträucher eine zusätzliche Nährstoffquelle darstellen.

Angrenzende Nutzung

- Die stärkste eutrophierende Randwirkung geht von *Äckern* aus. Düngereintrag, Bodenabspülung oder -auswehung und Ablagerung von Ernterückständen sind die Ursachen. Dieser Stofftransport nimmt über Viehweiden und Fettwiesen zu Magergrünland und Halbtrockenrasen hin ab (RUTHSATZ und OTTE 1987).

Für welche Lebensgemeinschaften haben die Nährstoffeinträge aus der Luft eine besondere Bedeutung?

Die überwiegende Mehrzahl der für den Artenschutz in Agrarlandschaften wichtigen Flächen erhält heute zusätzliche Nährstoff-

fe aus angrenzenden oder in ihrem Wassereinzugsgebiet liegenden landwirtschaftlichen Nutzflächen. An vielen gewässernahen Feuchtstandorten liefert der Eintrag von Nährstoffen aus ungeklärten Siedlungs- und Industrieabwässern noch zusätzliche Düngermengen. Das Ausmaß solcher Nährstoffzufuhren läßt sich schwer einschätzen oder gar bestimmen. Es ist aber sicher höher als »critical load« (> 15 kg N/ha/a).

Bei brachgefallenen Magerbiotopen kommt die »autogene« Eutrophierung hinzu als Folge fehlender Nutzung und damit fehlendem Abtransport von Nährstoffen und deshalb fortschreitender Sukzession. Das Aufkommen von hochwüchsigen Gebüschern verstärkt in bewegter Luft sogar das »Auskämmen« von Stäuben und Aerosolen und damit den Nährstoffeintrag aus der Luft.

Großflächige Magerrasen, Seggenriede und isolierte Schwingrasen-Hochmoorkomplexe dürften die einzigen Biotope sein, die neben den Folgen von Sukzessionsprozessen »nur« Nährstoffeinträge aus der Luft und den Niederschlägen erhalten.

Je flachgründiger die Böden, je nährstoffärmer die Ausgangssituation, je entfernter die Lage von Nährstoffemittenten und je geringer die Niederschläge sind, desto kleiner ist die Gefahr, daß auch diese Lebensräume durch anthropogene Eutrophierung akut gefährdet sind.

Es mehren sich jedoch die Anzeichen, daß auch auf diesen Flächen Änderungen in der Nährstoffversorgung eingesetzt haben: Eindringen von Ruderalpflanzen, Ausbreitung von Saum- und Röhrichtpflanzen, Änderung der Torfmooszusammensetzung sowie Aufkommen von Gehölzen in extrem nassen Moorteilen usw. Eine Trennung zwischen den Ursachenkomplexen Sukzession und Nährstoffeintrag ist jedoch bisher nicht mit Erfolg versucht worden.

Auf Normal- und Trockenstandorten dürfte der Stickstoff die größte Bedeutung bei Eutrophierungsvorgängen haben, gefolgt von Phosphor und für saure Böden auch den von den Pflanzen in größeren Mengen benötigten Basen Ca, Mg und K. In Feuchtgebieten scheinen besonders der Phosphor, gegebenenfalls noch das Kalium, die entscheidenden Mangelfaktoren darzustellen (EGLOFF 1987 u. a.). Nitrat- und Ammoniumeinträge werden hier wahrscheinlich durch biologische Reduktion und Oxidationsprozesse oder durch Austrag mit dem Sickerwasser in ihrer Wirkung gemindert. An Trockenstandorten haben jedoch schon immer Leguminosen zur Minderung des Stickstoffmangels der Lebensgemeinschaft beigetragen. Viele Leguminosen wurden von Weidetieren bevorzugt kurzgehalten.

Die aus der Luft und den Niederschlägen stammenden Nährstoffe werden besonders dann eine wichtige Rolle bei der Eutrophierung der Biotope spielen, wenn die übrigen Nährstoffeinträge gering sind. Ei-

ne relative Abstufung der Lebensräume nach steigendem Anteil der Nährstoffzufuhr aus der Atmosphäre an der Gesamtnährstoffzufuhr führt zu folgender Reihung (ohne Wälder):

1. magere Acker-Randstreifen*
2. trockene Glatthaferwiesen*
3. magere Sumpfdotterblumenwiesen*
4. magere Rostschwingel-Wiesen*
5. Ackerraine, Wegrandfluren, Staudensäume
6. Graben-, Bach- und Flußröhrichte
7. Borstgrasrasen und Heiden (nur noch kleinflächig vertreten)
8. Quellsümpfe (durch Deposition im Einzugsgebiet)
9. Hochstaudenfluren und Großseggenriede
10. Kleinseggenriede
11. Pfeifengraswiesen
12. Kalk- und Silikatmagerrasen
13. Schwingrasen-Hochmoorkomplexe

Da jeder dieser Biotoptypen eine breite Standortvielfalt umfaßt, sind Überschneidungen im Trophiegrad zwischen den Ausbildungen der verschiedenen Biotoptypen ohne weiteres möglich. In der Regel lassen sich die jeweiligen Pflanzengesellschaften jedoch als verlässliche Anzeiger für die Nährstoffversorgung ihrer Standorte verwenden.

An welchen Vegetations- und Standortmerkmalen lassen sich Eutrophierungsvorgänge erkennen und messen?

Wir sind auf die fortschreitende Eutrophierung von ursprünglich nährstoffärmeren Lebensräumen aufmerksam geworden, weil sich ihre Lebensgemeinschaften verändert haben. Fragen nach Ursachen, Stofftransportwegen und wirksamen ökosystemaren Prozessen haben sich angeschlossen. Nun möchten wir die Vorgänge quantifizieren und die weitere Entwicklung abschätzen lernen.

Zu *Vegetationsmerkmalen*, die auf eutrophierende Einflüsse hinweisen, gehören (ELLENBERG 1983, 1985; DIERSSEN et al. 1985; RUTHSATZ 1983; RUTHSATZ und OTTE 1987 u. a.):

- Rückgang oder Verschwinden von oligo- und mesotraphenten Pflanzen- (und Tier-)Populationen;
- Zunahme und allmähliches Vorherrschen von meso- und eutraphenten Arten (z. B. Ruderalpflanzen, Saumpflanzen, Pflanzen des gedüngten Grünlandes);
- Abnahme der Artendiversität bzw. Zunahme der Evenness (Ausnahmen!: z. B. kann ein artenarmes saures Kleinseggenried durch Düngung in eine artenreichere Naßwiese überführt werden);
- Zunahme der Wuchshöhe und -dichte der Pflanzengesellschaft;

* Geringe, aber regelmäßige oder gelegentliche Mineraldüngergaben.

- im Frühjahr zeitiger einsetzende Vegetationsentwicklung und bei günstiger Witterung Verlängerung der Vegetationsperiode in den Herbst hinein;
- verstärkte und zeitlich verlängerte vegetative Entwicklung vieler Pflanzenarten vor Beginn der Blütenbildung;
- rascher und vollständiger Abbau der Streuschicht des vergangenen Jahres oder der vergangenen Jahre, trotz höherer Biomasseproduktion;
- stärkere Anfälligkeit gegenüber Schädlingsbefall und Wassermangelperioden;
- stärkere Verbißschäden durch Wild- und Haustiere (Ausnahmen! z. B. werden stark ruderalisierte Bestände häufig gemieden);
- Zunahme von Pflanzenfresserpopulationen (Tauben, Gänse, Huftiere u. a.).

Alle diese Merkmale sind auf die eine oder andere Weise quantifizierbar. Bestünde Gelegenheit, sie an Dauerbeobachtungsflächen in regelmäßigen Abständen zu messen und zu den kurz- und langfristigen sich verändernden Standortbedingungen in Verbindung zu setzen, so wäre die weitere Entwicklung der untersuchten Lebensgemeinschaften sicher bald einschätzbar.

Die qualitativen und quantitativen Änderungen der *Bodenmerkmale*, die mit Eutrophierungsvorgängen einhergehen, sind weitaus schwieriger zu erfassen. Mögliche Ansätze hierzu bieten die folgenden Hinweise:

- Änderung der Stickstoff-Mineralisationsprozesse:
 - Zeitiger im Frühjahr einsetzende Freisetzung von Nitrat-Stickstoff
 - Verschiebung des Nitrat/Ammonium-Verhältnisses zugunsten des Nitrats
 - Erhöhung der jährlichen Nitrat-Mineralisation
 - Nitratüberschüsse nach Abschluß der Vegetationsperiode (»Reststickstoff«)
 - vermehrter Nitrataustrag zum Grundwasser und Vorfluter
- Verengung des C/N-Verhältnisses der organischen Substanz, insbesondere in Moor- und Anmoorböden.
- Erhöhung des Anteils an pflanzenverfügbarem Phosphat am Gesamtbodenphosphat (meist durch Eintrag von Dünger oder mit Phosphat angereichertem Boden verursacht).
- Zunahme der Basensättigung an der Gesamtkationenaustauschkapazität der Böden (bei Eintrag von basenreichen Düngern u. ä.).
- Nachweis von nicht eutrophierend wirkenden, aber aus Düngermitteln stammenden Ionen: z. B. erhöhte Gehalte an Chlorid und Sulfat, gelegentlich auch Calcium.

Der Gehalt des Pflanzenaufwuchses an den entsprechenden Nährstoffen ist wenig geeignet, um Eutrophierungsvorgänge nachzuweisen. Es bestehen dabei sehr große artspezifische, witterungsabhängige sowie wachstums- und entwicklungs-

bedingte Gehaltsunterschiede, die die Interpretation der Werte sehr erschweren (z. B. THERBURG und RUTHSATZ 1989).

Bei ausreichendem Vergleichsmaterial an Daten über wiederholte Boden- und Pflanzenuntersuchungen (SCHMIDT 1981; SCHIEFER 1984; SCHREIBER 1985) wäre es sicher möglich, geeignete Grenzwerte oder Stoffgehalts-Bereiche für die verschiedenen Lebensräume und ihren Eutrophierungszustand anzugeben. In der landwirtschaftlichen Düngerberatung für Acker- und Grünland sind solche Gehaltsangaben längst gebräuchlich (FINCK 1982).

Welche lokalen und regionalen Schutzmaßnahmen könnten die Eutrophierungsgefahr von Magerbiotopen mindern, verlangsamen oder aufheben?

Wenn es gelingen sollte, allen verantwortlich entscheidenden Behörden und Fachvertretern hinreichend klarzumachen, daß es ab sofort für den Artenschutz in Mitteleuropa unbedingt notwendig ist, jede Art von Magerbiotopen mit Resten der dort noch vor wenigen Jahrzehnten herrschenden oligo- und mesotraphenten Lebensgemeinschaften möglichst unbeeinträchtigt zu erhalten, wie es HAMPICKE (1988) nachdrücklich begründet, so dürfte es nicht schwerfallen, sich über die dazu erforderlichen Maßnahmen zu informieren. Auch Flächen, die keine heute auf den »Roten Listen« (KORNECK und SUKOPP 1988) stehenden Arten beherbergen, die aber noch mäßig nährstoffarm sind, sind heute schon unbedingt schützenswert. Wenn der Artenrückgang fortschreitet wie bisher, so leben hier (noch) die Zielgruppen der zukünftigen »Roten Listen«.

Vorschläge zur lokalen Verminderung der eutrophierenden Stoffeinträge in schutzwürdige Mager-Biotope sind schon seit längerer Zeit gemacht und teilweise auch in die Praxis umgesetzt worden (Übersicht in KAULE 1986):

- Wiederaufnahme der früher auf Magerwiesen und -weiden üblichen Nutzung oder entsprechender Ersatzmaßnahmen, um das Fortschreiten der Sukzession zu verhindern und gegebenenfalls die Böden auszuhagern. Letzteres wird nur dann erfolgreich sein, wenn die Böden nicht zur langfristigen Anreicherung und Festlegung von Nährstoffen neigen – d. h. auf Sand-, Torf- oder steinig-flachgründigen Substraten (z. B. PFA-DENHAUER et al. 1987).
- Schaffung von ausreichend breiten Pufferzonen um empfindliche Lebensräume. Böden und Vegetation der Pufferstreifen sollten jedoch wirklich in der Lage sein, die Weitergabe von Nährstoffen zu verhindern und nicht nur ästhetischen Ansprüchen genügen.
- Verminderung der Düngergaben auf Nutzflächen, die an gefährdete Lebensräume angrenzen.
- Verbreiterung der linearen Kleinstrukturen entlang von Nutzflächen in der

Agrarlandschaft (RUTHSATZ und OTTE 1987 u. a.).

Als praktisches Instrumentarium haben sich inzwischen eine Reihe von staatlich geförderten Programmen zum Artenschutz sowie zur Produktionsminderung und Strukturverbesserung in der Landwirtschaft wenigstens teilweise bewährt (MILBRADT 1988; LAUNL 1987; KNAUER 1987):

- Grünlandextensivierungs-Programme
- Ackerrandstreifen-Programme
- Berücksichtigung der Biotopkartierungen bei allen in die Landschaft eingreifenden Planungen
- Fließgewässer-Pflegeprogramme und Renaturierungsmaßnahmen
- Flurbereinigungsverfahren, sofern sie nach den neuesten Richtlinien durchgeführt werden.

Dabei kommt es nicht selten zu Konflikten zwischen verschiedenen Programmen, so z. B. zwischen dem Ackerrandstreifen- und dem Ackerflächenstilllegungsprogramm. Die Wirksamkeit des letzteren wird für den Artenschutz überwiegend negativ beurteilt (HAMPICKE 1988 u. a.).

Das ursprünglich wichtigste Instrumentarium der Ausweisung von Naturdenkmälern und Naturschutzgebieten hat sich bisher überwiegend auf die Sicherung besonders seltener und wertvoller Gebiete beschränkt. In zunehmendem Maße werden heute jedoch auch Naturschutzgebiete ausgewiesen, die neben i. e. S. schutzwürdigen auch normal land- und forstwirtschaftlich genutzte Flächen enthalten. Für diese werden dann entsprechende Ausnahmeregelungen getroffen. Ein solches Vorgehen ermöglicht den Ländern und Regierungsbezirken, ihre Naturschutzgebiets-Flächen rascher zu vergrößern, als dies bei Beschränkung auf i. e. S. wertvolle Gebiete möglich wäre. Die Gelegenheit, in Naturschutzgebieten wie den »Dauner Maaren«, dem »Mürmes«, dem »Lampertsbachtal« u. a. in der Eifel auch andere Artenschutz- und Extensivierungsprogramme einzubeziehen, wird erst seit kurzem genutzt, sollte aber wegen der Nährstoffeinträge auf dem Luftwege verpflichtend gemacht werden.

In vielen Teilen der Mittelgebirge böte es sich an, *Vorranggebiete* für solche mit staatlichen Subventionen verbundenen Programme auszuweisen. Die Umsetzung dieser Möglichkeiten müßte dann jedoch auch gezielt und fachkompetent gefördert und kontrolliert werden, damit man aus Fehlern lernen und ungünstige Trends rechtzeitig erkennen kann. Da das Instrumentarium des »Landschaftsschutzgebietes« oder des »Naturparks« in keiner Weise den heute anerkannten Naturschutzzielen dienen kann, gäbe die Ausweisung solcher Vorranggebiete oder großflächiger Naturschutzgebiete die Möglichkeit, die in den Mittelgebirgen noch relativ häufigen mageren Lebensräume und insbesondere Landschaften, die sich durch ausgedehntere, vielfältig strukturierte Biotopkomplexe auszeichnen, wenigstens in ihrem heutigen Bestand so gut wie möglich zu schützen.

Für eine Reihe von Gebieten und Biotoypen dürfte dies jedoch nicht mehr oder grundsätzlich nicht möglich sein, sofern nicht auch die Nährstoffeinträge aus der Luft unterbunden oder wenigstens verringert werden können. Somit sind diese auch für den Naturschutz zu einem zentralen Problem geworden und gefährden die Verwirklichung seiner Ziele in Mitteleuropa, indem sie die nach vielen Mühen errungenen gesetzlichen Möglichkeiten, wie das Ausweisen von Schutzgebieten und die Anlagen von Pufferzonen, unwirksam werden lassen.

Von Seiten des Naturschutzes sollte daher mit dem gleichen Nachdruck gegen die Anreicherung von Nähr- und Schadstoffen in der Luft in Wissenschaft und Öffentlichkeit argumentiert werden, wie von Seiten der Forstwirtschaft für den Erhalt gesunder Wälder und der Kulturdenkmalpflege für den Schutz durch Säure zerfressener Gebäude und Statuen gekämpft wird.

Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund der Besonderheiten von agrarisch genutzten Mittelgebirgslandschaften werden die Ursachen und Wirkungswege von Eutrophierungsprozessen in Magerbiotopen dargestellt und deutlich gemacht, daß sie wesentlich zum Rückgang oligo- und mesotropher Pflanzenarten beigetragen haben. Der Anteil, den daran die aus der Luft eingetragenen Nährstoffe haben, ist sicher größer als bisher angenommen und reicht aus, herkömmliche Schutzgebietskonzepte in Frage zu stellen.

Literatur

- DIERSSEN, K.; MIERWALD, U.; SCHRAUTZER, J., 1985: Hemerobiestufen bei Niedermoorgesellschaften. – *Tuexenia* 5, 317–329.
EGGELSMANN, R.; KUNTZE H., 1972: Vergleichende chemische Untersuchungen zur Frage der Gewässereutrophierung aus landwirtschaftlich genutzten Moor- und Sandbö-

den. – *Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft* 27, 140–157. Frankfurt.

- EGLLOFF, T., 1987: Gefährdet wirklich der Stickstoff (aus der Luft) die letzten Streuwiesen? – *Natur und Landschaft* 62, 476–478.
ELLENBERG, H. jun., 1983: Gefährdung wildlebender Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Versuch einer ökologischen Betrachtung. – *Forstarchiv* 54, 127–133. Hannover.
– 1985: Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß von Düngung und Immissionen. – *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 136, 19–39.
FINCK, A., 1982: Pflanzenernährung in Stichworten. 200 S., Kiel.
HAMPICKE, U., 1988: Extensivierung der Landwirtschaft für den Naturschutz – Ziele, Rahmenbedingungen und Maßnahmen. – *Schriftenr. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz* 84, 9–35.
KAULE, G., 1986: Arten- und Biotopschutz. 461 S., Stuttgart.
KNAUER, N., 1987: Beurteilung der Extensivierung aus ökologischer Sicht. – *Agrarspektrum* 13, 115–126.
KORNECK, D.; SUKOPP, H., 1988: Rote Liste der in der BRD ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. – *Schriftenr. f. Vegetationskunde* 19, 210 S., Bonn-Bad Godesberg.
LAUNL, 1987: Gemeinsame Empfehlung der Landesanstalten/-ämter für Umwelt- und Naturschutz und Landschaftspflege zur Berücksichtigung von Zielen des Naturschutzes und der Landschaftspflege bei der Extensivierung und Flächenstilllegung im Bereich der Landwirtschaft. – *Natur und Landschaft* 62, 57–61.
MILBRADT, J., 1987: Planung und Aufgabe von Naturschutz und Landschaftspflege im Agrarbereich. – *Ber. Naturwiss. Ges. Bayreuth* XIX (1985/87), 125–151.
OBERMANN, P., 1982: Hydrochemische/hydro-mechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. – *Besondere Mitt. zum Dtsch. Gewässerkd. Jb.* 42, 217 S., Bonn.
PFADENHAUER, J.; KAPFER, A.; MAAS, D., 1987: Renaturierung von Futterwiesen auf Niedermoor durch Aushagerung. – *Natur und Landschaft* 62, 430–434.
RUTHSATZ, B., 1983: Die Verbreitung unserer heimischen und eingebürgerten Heil- und Gift-

pflanzen in Mitteleuropa. *Göttinger Florist. Rundbriefe* 17, 8–23.

- RUTHSATZ, B.; OTTE, A., 1987: Kleinstrukturen im Raum Ingolstadt: Schutz und Zeigerwert. Teil III: Feldwegränder und Ackerraine. – *Tuexenia* 7, 139–163.
SCHEFFER, B., 1977: Stickstoff- und Phosphorverlagerung in nordwestdeutschen Niederrungsböden und Gewässerbelastung. *Geol. Jb.* 24, 203–243.
SCHIEFER, J., 1984: Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen. – *Veröff. Natursch. Landschaftspflege Bad.-Württ.* 57/58, 33–62.
SCHMIDT, W., 1981: Ungestörte und gelenkte Sukzession auf Brachäckern. *Scripta Geobotanica* 15, 199 S., Göttingen.
SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.), 1985: Sukzession auf Grünlandbrachen. – *Münstersche Geograph. Arbeiten* 20, 230 S.
THERBURG, A.; RUTHSATZ, B., 1989: Zum Nährstoffhaushalt von Schnabel- und Blasenseggenrieden und seiner Aussagekraft für den Trophiegrad von Feuchtstandorten in der Eifel. – *Beiträge zur Landespflege in Rheinland-Pfalz* 12. Im Druck.
VERHOEVEN, J. T. A.; ARTS, H. H. M., 1987: Nutrient dynamics in small mesotrophic fens surrounded by cultivated lands. – *Oecologia* 72, 557–561.
WEY, H., 1988: Die Vegetation von Quellgebieten im Raum Trier und ihre Beeinflussung durch land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung der Einzugsgebiete. – *Dissertat. Botanicae* 125, 170 S., Berlin, Stuttgart.
WOHLRAB, B.; SÜSSMANN, W.; SOKOLLEK, V., 1983: Einfluß land- und forstwirtschaftlicher Bodennutzung sowie von Sozialbrache auf die Wasserqualität kleiner Wasserläufe im ländlichen Mittelgebirgsraum. – *DVWK-Schriften* 57, 57–175. Hamburg, Berlin.
WOLF, G., 1979: Veränderung der Vegetation und Abbau organischer Substanz in aufgegebenen Wiesen. – *Schriftenr. f. Vegetationskunde* 13, 117 S., Bonn-Bad Godesberg.

Anschrift der Verfasserin

Dr. Barbara Ruthsatz
Lehrstuhl für Geobotanik
Fachbereich III
Postfach 38 25
5500 Trier

Eutrophierung und Mykorrhizen

Von F. H. Meyer

Mykorrhizatyphen

Die Feinstwurzeln sind dem Angriff zahlreicher Bodenpilze ausgesetzt. Stellt sich zwischen der Angriffskraft des in die Wurzel eingedrungenen Pilzes und der Abwehrkraft der höheren Pflanze ein Gleichgewicht ein, so liegt eine Symbiose vor, und das Symbioseorgan wird als Mykorrhiza bezeichnet. Die Mykorrhiza kann bei den Partnern erhebliche Vorteile bieten, wenn sich im Laufe der Evolution das Kampfgleichgewicht mehr oder weniger stabilisiert hat. Daraus hat sich teilweise sogar eine so starke gegenseitige Abhängigkeit entwickelt, daß keiner der beiden Partner unter natürlichen Bedingungen den Existenzkampf allein bestehen kann. Diese in der obligaten Ektomykorrhiza vor-

liegende enge, gegenseitige Abhängigkeit zwischen Mykorrhizapilz und Baum veranlaßte SINGER (1963) zur Aufstellung des Begriffes »Ektotroph« für den Organismenkomplex Baum/Mykorrhizapilz, wobei der Begriff Ektotroph dem Begriff Flechte an die Seite gestellt wird. Zwar sind die Wechselbeziehungen zwischen beiden Partnern des Ektotrophs in physiologischer und ökologischer Hinsicht außerordentlich innig, jedoch wird, anders als bei den Flechtensymbiosen, durch die Symbiose nur die Gestalt der Feinstwurzeln beeinflußt und nicht ein scheinbar neuer Organismus aufgebaut. Zudem können in der Flechtensymbiose gut gelungene Kombinationen aus Alge und Pilz leicht durch Thallusbruchstücke vermehrt werden, während der Ektotroph immer wieder neu

synthetisiert werden muß. Ein Baum mit obligater Ektomykorrhiza läßt sich durchaus künstlich ohne Pilzpartner aufziehen, aber am natürlichen Standort ist er absolut auf Pilzpartner angewiesen, und die Symbiose muß mit dem kontinuierlichen Wachsen neuer Feinstwurzeln immer wieder neu entstehen. Gerade hierbei können Veränderungen in der Umwelt oder Vitalitätseinbußen eines der beiden Partner die symbiontischen Beziehungen erheblich stören.

Hinsichtlich ihres Zusammenlebens mit Mykorrhizapilzen läßt sich die Gehölzflora in vier Kategorien der Mykotrophie unterteilen, nämlich:

1. Vorwiegend ohne Mykorrhiza, gelegentlich mit Endomykorrhiza (z. B. *Robinia*, *Sambucus*, *Platanus*)

Tab. 1: Absolute Häufigkeiten von Baumarten und Zeilenprozentwerte in Abhängigkeit vom Grad der Mykotrophie und der Schadklassen (nach HEYSER et al. 1988)

Schadklasse	Grad der Mykotrophie				Summen
	1	2	3	4	
0	7 (54 %)	5 (38 %)	1 (8 %)	–	13 (100 %)
0–1	7 (33 %)	11 (52 %)	1 (5 %)	2 (10 %)	21 (100 %)
1	1 (6 %)	12 (75 %)	–	3 (19 %)	16 (100 %)
1–2	–	2 (20 %)	1 (10 %)	7 (70 %)	10 (100 %)
2	–	–	–	2 (100 %)	2 (100 %)
Summen	15	30	3	14	62

2. Regelmäßig mit Endomykorrhiza, gelegentlich mit Ektomykorrhiza (z. B. *Acer*, *Salix*, *Sorbus*)
3. Regelmäßig mit Ektomykorrhiza (z. B. *Betula*, *Castanea*, *Juglans*)
4. Regelmäßig und obligatorisch mit Ektomykorrhiza (»Ektotroph«) (z. B. *Abies*, *Fagus*, *Larix*, *Picea*, *Pinus*, *Quercus*).

Die Erfahrungen der letzten Jahrzehnte lehren, daß sowohl im Stadtbereich als auch in der offenen Landschaft obligat mykotrophe Gehölze besonders gefährdet sind. Dieses geht auch deutlich aus einer Erhebung in 19 verschiedenen Grünanlagen im Bremer Raum hervor (HEYSER et al. 1988). Dort wurden 3430 Bäume mit einem Stammumfang von mindestens 50 cm nach den Kriterien der Waldschadenserhebung bonitiert. Dabei stellte sich heraus, daß Arten mit obligater Ektomykorrhiza durchweg zu den am stärksten geschädigten Baumarten gehören, während Arten, die nicht auf die Symbiose angewiesen sind, weniger oder gar nicht geschädigt waren (vgl. Tabelle 1). Die statistische Auswertung ergab, daß mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 1 % Mykotrophiegrad und Schadklasse voneinander abhängen.

Bedingungen für das Entstehen von Ektomykorrhizen

Ektomykorrhizen entstehen nur an jungen, wachsenden Wurzeln. Alle Faktoren, die das Entstehen neuer Wurzeln hemmen, reduzieren infolgedessen die Bildung neuer Ektomykorrhizen, so zum Beispiel eine eingeschränkte Photosyntheseaktivität durch starke Beschattung oder durch Einwirkung von Luftverunreinigungen (vgl. Tabelle 2). Assimilate des Wirtsbaumes sind nicht nur von Bedeutung für das Entstehen neuer Wurzeln, sondern auch für die Ernährung des Pilzpartners, da die Pilze der Ektomykorrhiza weitgehend auf die Versorgung mit Zuckern durch den Wirtsbaum angewiesen sind. Andererseits muß der Pilzpartner befähigt sein, in den Stoffwechsel seines Wirtsbaumes einzugreifen, zum Beispiel durch Abscheidung von Wuchsstoffen, Cytokinen oder durch Verbindungen, die die Zerstörung von Wuchsstoffen in der Wurzel hemmen. Die durch den Pilz induzierte Wuchsstoffanreicherung in der Feinwurzel fördert nicht nur die Verzweigung des Wurzelsystems,

sondern trägt auch zu einer rascheren Ableitung von Zuckern in die Wurzel bei. Die der Wirtspflanze entnommenen Zucker vermag der Pilz sogleich in pilzspezifische Stoffe umzuwandeln, so daß damit in der Zuckerkonzentration ein dauernder Gradient zu den Feinwurzeln erhalten bleibt, was den Abtransport fördert.

Zahlreiche Bodenbedingungen (z. B. Intensität des Gasaustausches) sowie die Stoffwechselprodukte von Begleitmikroorganismen können die Mykorrhizapilze in ihren Funktionen hemmen oder fördern. Säureeintrag vermag die Aktivität von Begleitorganismen zu reduzieren und gleichzeitig die Bedingungen für den Gasaustausch zu verschlechtern.

Unter den zahlreichen für das Entstehen von Ektomykorrhizen maßgebenden Umweltfaktoren kommt dem Stickstofffaktor eine besondere Rolle zu. Bereits 1942 wies BJÖRKMANN nach, daß sowohl extremer Mangel als auch ein Überschuß an mineralischem Stickstoff die Mykorrhizabildung hemmt. Allerdings ist der Einfluß zugeführten Stickstoffs auf die Ektomykorrhiza unterschiedlich in Abhängigkeit von den jeweiligen sonstigen Standortbedingungen. In Böden mit hoher mikrobieller Aktivität und ausgeglichener Versorgung mit den übrigen Nährstoffen sind die Ektomykorrhizen besser abgepuffert gegenüber Stickstoffgaben als in Böden mit geringer mikrobieller Aktivität und schlechter Nährstoffversorgung, weil sich hier eher ein Ungleichgewicht im Angebot von Stickstoff und den übrigen Nährstoffen ergibt (vgl. Tabelle 3).

Auch in unseren Wäldern entsteht zunehmend mehr ein für das Funktionieren der Ektomykorrhiza schädliches Ungleichgewicht im Angebot von Stickstoff und den übrigen Nährstoffen. Säureeintrag führt zu Basenauswaschung, während gleichzeitig das Stickstoffangebot steigt. Nach ZEJSCHWITZ (1985) hat sich in den letzten Jahrzehnten das C/N-Verhältnis im Waldhumus in zahlreichen Bodentypen zugunsten des Stickstoffs verengt.

Tab. 2: Voraussetzungen für das Entstehen von Ektomykorrhizen (nach MEYER 1974)

1. <i>Beim Pilzpartner</i>
a) Anwesenheit geeigneter Pilzpartner
b) Aktivität der Mykorrhizapilzflora
c) Fähigkeit, in den Stoffwechsel des Wirtes einzugreifen
d) Saprophytischer Erwerb leicht aufschließbarer organischer Verbindungen ist erschwert
2. <i>Bei der Wirtspflanze</i>
a) Vorkommen junger Wurzeln
b) Hinreichender Gehalt an löslichen Kohlenhydraten in den jungen Wurzelteilen
c) Fähigkeit, auf Stoffwechselprodukte des Pilzes zu reagieren
d) Tolerieren des eingedrungenen Pilzes
3. <i>Wirkung von Boden und Umwelt</i>
– auf den Pilzpartner –
a) Förderung durch schwer aufschließbare organische Substanzen (1d)
b) Förderung durch gute Durchlüftung (1b)
c) Förderung durch optimale Wasserversorgung (1b)
d) Hemmung durch einseitigen Überschuß oder Mangel an mineralischem N (1c)
– auf die Wirtspflanze –
e) Hemmung bei vermindertem Assimilatüberschuß durch Dürre, Beschattung oder Luftverunreinigung (2a, 2b, 2c)
f) Hemmung durch einseitigen Überschuß an mineralischem N (2a, 2b)

Tab. 3: Reduktion der Mykorrhizafrequenz an Buchensämlingen nach N-Düngung (= 177 kg N/ha) und Kalkung (= 590 kg CaO/ha) (Topfversuche nach MEYER 1962)

Humusform und Bodentyp	Eigenschaften				Mykorrhizafrequenz		
	pH-Wert		mikrobielle Aktivität (Atmung in $\mu\text{l O}_2/\text{g TS} \cdot \text{h}$)	C/N-Verhältnis	Kontrolle	+ N	+ Ca
	H ₂ O	nKCl					
AH (Mull–eutrophe Braunerde)	5,2	4,2	80	14,7	77 %	73 % (– 4 %)	59 % (– 18 %)
OH (Moder–podsolige Braunerde)	4,2	3,4	73	19,4	69 %	24 % (– 45 %)	57 % (– 12 %)
OH (Rohhumus–Podsol)	3,7	2,9	19	47,9	66 %	6 % (– 60 %)	56 % (– 10 %)

Störungen der symbiontischen Beziehungen durch Zufuhr von mineralischem Stickstoff

Einseitiger Überschuß an mineralischem Stickstoff stört die symbiontischen Beziehungen in der Ektomykorrhiza. Dieses wurde nicht nur in Topfversuchen nachgewiesen, sondern auch in mit mineralischem Stickstoff behandelten Waldflächen. Aus Tabelle 4 geht hervor, daß nach Stickstoffdüngung in einem *Pinus sylvestris*-Bestand der Ertrag an Fruchtkörpern der Mykorrhizapilze stark abnimmt, nicht dagegen der der saprophytischen Pilze. Schon eine mäßige N-Düngung in *Pinus taeda*-Beständen reduziert die Zahl der Mykorrhizapilze erheblich (vgl. Tabelle 5). Entsprechende Resultate erzielte OHENOJA (1978); sie fand jedoch, daß keineswegs alle Mykorrhizapilze durch Stickstoffüberschuß verdrängt werden. Kahler Krempfling (*Paxillus involutus*) und Rotbrauner Milchling (*Lactarius rufus*) erwiesen sich als tolerant. *Paxillus involutus* kann sich in erkrankten Wäldern noch relativ lange behaupten.

Tab. 4: Pilzerträge unter Kiefern auf Rohhumus (Sand-Braunpodsol) nach N-Düngung (3 x 100 kg/ha) (ungedüngte Kontrolle = 100 %) (nach RITTER und TÖLLE 1978)

	Mykorrhizapilze	saprophytische Pilze
1975	58 %	92 %
1976	34 %	126 %

Tab. 5: Relative Artenzahlen der Mykorrhizapilze in ungedüngten und gedüngten 11jährigen *Pinus taeda*-Beständen (nach MENGE und GRAND 1978)

ungedüngte Kontrolle	56 kg N/ha	112 kg N/ha
100 %	33 %	17 %

Ektomykorrhiza in geschädigten Waldbeständen

Geschädigte Waldbestände zeichnen sich durch einen deutlichen Rückgang im Artenspektrum der Mykorrhizapilze aus (WINTERHOFF und KRIEGLSTEINER 1984; SCHLECHTE 1984). JANSEN (1988) ermittelte in Douglasien-Beständen eine positive Korrelation zwischen der Zahl der Mykorrhizen und der Menge von Fruchtkörpern der Mykorrhizapilze. Daher kann angenommen werden, daß mit dem für geschädigte Waldbestände charakteristischen Rückgang sowohl der Artenzahl als auch der Menge von Mykorrhizapilzfruchtkörpern eine entsprechende Veränderung im Mykorrhizabesatz des Wurzelsystems einhergeht. Die Diskussion beim Symposium »Ectomycorrhiza and acid rain« (Commission of the European Communities, Air Pollution Research Report 12, 1988) ergab, daß ein Rückgang von Fruchtkörpern der Mykorrhizapilze oft ein erstes Anzeichen für einen Vitalitätsverlust des Waldes darstellt.

Um zu testen, in welchem Ausmaß ein Überschuß an mineralischem Stickstoff im

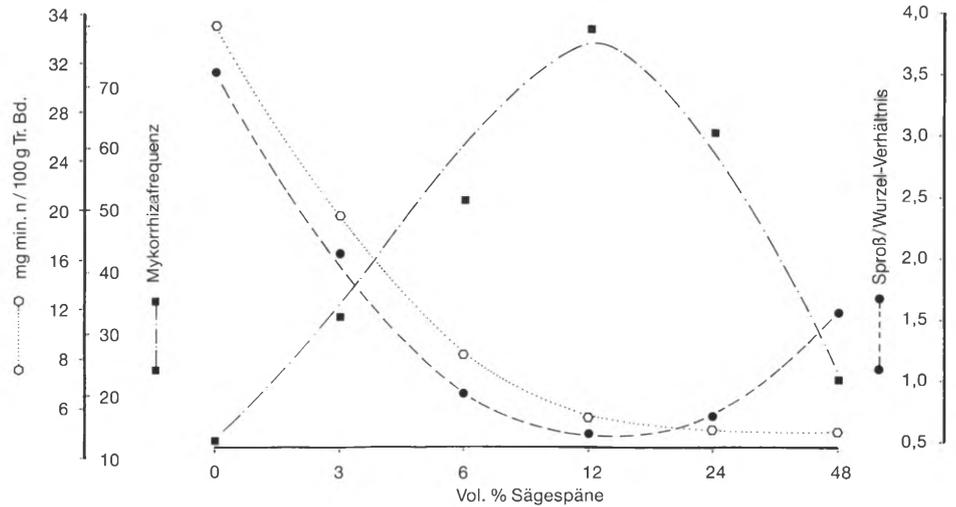


Abb. 1. Einfluß von Sägespänen auf den Gehalt an mineralischem N, die Mykorrhizafrequenz und das Sproß/Wurzel-Verhältnis (nach MEYER 1985).

Humus eines geschädigten Fichtenforstes (Hils, Abteilung 109) die Bildung von Ektomykorrhizen beeinflusst, wurden Topfversuche mit Zusatz von Sägespänen (0, 3, 6, 12, 24 und 48 Vol. %) durchgeführt. Sägespäne mit ihrem weiten C/N-Verhältnis reduzieren den Gehalt an verfügbarem Stickstoff. Aus Abbildung 1 geht hervor, daß mit der Abnahme des verfügbaren Stickstoffs im Substrat die Mykorrhizafrequenz steigt bis zu einem Optimum bei etwa 12 Vol. % Sägespäne. Höhere Konzentrationen an Sägespänen induzieren einen derartigen Mangel an verfügbarem Stickstoff, daß die Mykorrhizafrequenz zurückgeht. Diese Ergebnisse stehen in Einklang mit Beobachtungen an natürlichen Standorten, nämlich hohe Mykorrhizafrequenzen bei mittlerer Stickstoffverfügbarkeit, geringerer Mykorrhizabesatz sowohl bei starkem N-Mangel als auch bei N-Überschuß.

Aus Abbildung 1 geht ferner hervor, daß bei höherer Mykorrhizafrequenz das Sproß/Wurzel-Verhältnis sich zugunsten der Wurzel verschoben hat. Unter dem Einfluß der Mykorrhizapilze kommt es zu einem kräftigeren Wurzelwachstum verbunden mit intensiverer Verzweigung. Zwischen der Zahl der Wurzelspitzen und der

Mykorrhizafrequenz bestand dabei eine enge positive Korrelation ($r = +0,95$).

Breiten sich die Wurzeln eines Fichten-sämlings gleichzeitig in Humus ohne Sägespäne und in Humus mit Sägespänezusatz aus (Topf mit zwei unterschiedlichen Substraten gefüllt), so sind die Wurzeln auf der Seite mit Sägespänezusatz reicher mit Mykorrhizen besetzt und stärker verzweigt.

Die geschilderten Ergebnisse der Topfversuche weisen darauf hin, daß unter den zahlreichen möglichen Ursachen für den Rückgang der Vitalität der Mykorrhizen in geschädigten Waldbeständen dem Stickstoffeintrag durch Luftverunreinigungen eine wichtige Rolle zukommt.

Wie Tabelle 6 zeigt, weist das Wurzelsystem geschädigter Fichtenbestände sowohl auf Kalkgestein als auch auf Sandstein folgende Besonderheiten auf: Abnahme der intakten Wurzelspitzen, Zunahme der Länge der Wurzeln mit einem Durchmesser von 3 mm und kleiner. Daraus ergibt sich ein hochsignifikanter Rückgang des Verzweigungsindex (Zahl der Wurzelspitze je cm Wurzellänge) für die erkrankten Bestände.

Tab. 6. Wurzelparameter »gesunder« und geschädigter Bestände während der Sommermonate (18. 6. bis 9. 9. 1984). Zusammenfassung sämtlicher Mittelwerte.

	»gesund«	geschädigt	gesund: geschädigt	Irrtumswahrscheinlichkeit
KALK				
wachsende und ausgewachsene Wurzelspitzen/100 ml	586 ± 170	370 ± 97	1:0,63	5 %
Wurzellänge (Ø ≤ 3 mm) (cm/100 ml)	162 ± 43	199 ± 35	1:1,23	25 %*
Verzweigungsindex (Wurzelspitzen/cm Wurzel)	3,60 ± 0,18	1,96 ± 0,80	1:0,54	0,5 %
SANDSTEIN				
wachsende und ausgewachsene Wurzelspitzen/100 ml	910 ± 195	616 ± 116	1:0,68	0,5 %
Wurzellänge (Ø ≤ 3 mm) (cm/100 ml)	147 ± 31	188 ± 51	1:1,28	10 %*
Verzweigungsindex (Wurzelspitzen/cm Wurzel)	6,40 ± 1,95	3,18 ± 0,78	1:0,50	0,5 %

* Geschädigter Bestand mit signifikant größeren Werten.

Auswirkungen der Reduktion von Verzweigungsindex und Aktivität der Mykorrhizapilze

a) In unseren Waldböden führen die Luftverunreinigungen in der Regel zu einer Anreicherung mit Stickstoff bei gleichzeitiger Basenverarmung. Dadurch entsteht ein Ungleichgewicht im Nährstoffangebot, wie es unter natürlichen Bedingungen nicht gegeben ist. Zunächst wird durch ein erhöhtes Stickstoffangebot das Sproßwachstum gefördert, was einen erhöhten Bedarf an anderen Nährstoffen wie K und Mg zur Folge hat, gleichzeitig aber wird das Wurzelsystem in seiner Leistungsfähigkeit geschwächt. Daher kann u. U. der Bedarf an K oder Mg nicht mehr voll gedeckt werden und Mangelsymptome treten auf (Nadelverfärbungen). Dieses gilt insbesondere für Standorte, die ohnehin unzureichend mit Mg oder K versorgt sind.

b) Die Schwächung der Leistungsfähigkeit des Wurzelsystems führt zu einer größeren Empfindlichkeit gegenüber Trockenperioden.

c) Die Ektomykorrhiza schützt die Wurzel vor zahlreichen pathogenen Bodenpilzen (MARX 1973). In geschädigten Waldbeständen werden Feinwurzeln ohne den schützenden Mantel des Ektomykorrhizapilzes oft von Pathogenen befallen. Eine erhöhte Absterberate von Feinwurzeln ist die Folge, wodurch die Aufnahmekapazität des Wurzelsystems noch mehr eingeschränkt wird und andererseits mehr Kohlenhydrate für die Regeneration des Wurzelsystems erforderlich werden.

d) Junge wachsende Wurzelspitzen synthetisieren Cytokinine und Gibberelline (SKENE 1975). Ein Rückgang in der Zahl der Wurzelspitzen muß sich daher negativ auf den Hormonhaushalt der gesamten Pflanze auswirken.

Literatur

- BJÖRKMANN, E., 1942: Über die Bedingungen der Mykorrhizabildung bei Kiefer und Fichte. – Symb. Bot. Upsal. VI, 2, 1–190.
- HEYSE, W.; IKEN, J.; MEYER, F. H., 1988: Mykorrhizie und Baumschäden. – Das Gartenamt 37, 611–617.
- JANSEN, ANNA ELISE, 1988: Relation between mycorrhizas and fruitbodies and the influence of tree vitality in Douglas fir plantations. In: A. E. JANSEN, J. DIGHTON, A. H. M. BRESSER (eds.): Ectomycorrhiza and acid rain. – Commiss. Europ. Communities, Air Pollution Research Report 12, pp. 68–75.
- MARX, D. H., 1973: Mycorrhizae and feeder root diseases. In: G. C. MARKS and T. T. KOZLOWSKI (eds.): Ectomycorrhizae, pp. 351–382. – New York, London: Academic Press.
- MENGE, J. A.; GRAND, L. F., 1978: Effect of fertilization on production of epigeous basidiocarps by mycorrhizal fungi in loblolly pine plantations. – Can. J. Bot. 56, 2357–2362.
- MEYER, F. H., 1962: Die Buchen- und Fichtenmykorrhiza in verschiedenen Bodentypen, ihre Beeinflussung durch Mineraldünger sowie für die Mykorrhizabildung wichtige Faktoren. – Mitt. Bundesforschungsanstalt Forst- und Holzwirt. Reinbek 54, 1–73.
- 1974: Physiology of mycorrhiza. – Ann. Rev. Plant Physiol. 25, 567–586.
- 1985: Einfluß des Stickstoff-Faktors auf den Mykorrhizabesatz von Fichtensämlingen im Humus einer Waldschadensfläche. – Allg. Forstzeitschr. 40, 208–219.

- 1987: Der Verzweigungsindex, ein Indikator für Schäden am Feinwurzelsystem. – Forstwiss. Cbl. 106, 84–92.
- OHENOJA, ESTERI, 1978: Mushrooms and mushroom yields in fertilized forests. – Ann. Bot. Fennici 15, 38–46.
- RITTER, G.; TOLLE, H., 1978: Stickstoffdüngung in Kiefernbeständen und ihre Wirkung auf Mykorrhizabildung und Fruktifikation der Symbiosepilze. – Beitr. Forstwirtschaft 12, 162–166.
- SCHLECHTE, G., 1984: Struktur und Biomassedynamik der Basidiomyceten-Flora in geschädigten Waldökosystemen am Beispiel eines Fichtenforstes im Hils. – Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme 3, 131–134.
- SINGER, R., 1963: Der »Ektotroph« – seine Definition, geographische Verbreitung und Bedeutung in der Forstökologie. In: Mykorrhiza, Internationales Mykorrhizasymposium Weimar 1960, S. 223–231. Jena: Verlag VEB G. Fischer.
- SKENE, K. G. M., 1975: Cytokinin production by roots as a factor in the control of plant growth. In: J. G. TORREY and D. T. CLARKSON (eds.): The development and function of roots, pp. 365–396. London, New York, San Francisco: Academic Press.
- WINTERHOFF, W.; KRIEGLSTEINER, G. J., 1984: Gefährdete Pilze in Baden-Württemberg. – Beih. Veröff. Naturschutz Landespflege Bad.-Württ. 40, 1–120.
- ZEZSCHWITZ, E. VON, 1985: Qualitätsänderungen des Waldhumus. – Forstw. Cbl. 104, 205–220.

Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. F. H. Meyer
Institut für Landschaftspflege
und Naturschutz
Herrenhauser Str. 2
3000 Hannover

Effects of airborne ammonium on natural vegetation and forests

By J. G. M. Roelofs, A. W. Boxman and H. F. G. van Dijk

The change of heathlands into grasslands

The most obvious phenomenon in many heathlands during the last decades is the changing from heathland into grassland (HEIL 1984; HEIL and DIEMONT 1983; ROELOFS et al. 1984; ROELOFS 1986). Particularly *Molinia caerulea* (L.) Moench and *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. expand strongly, at the expense of *Calluna vulgaris* (L.) Hull and other heathland species.

In order to estimate whether this phenomenon is related to changes in the physical-chemical environment, 70 grass-

dominated and heather-dominated heathlands have been investigated (ROELOFS 1986). Many parameters such as the pH, showed hardly any differences. However, the nitrogen levels in grass-dominated heathlands appeared to be much higher (Table 1).

Both in grass-dominated and heather-dominated heathlands the ammonium levels were 10–20 times higher than the nitrate levels. Investigations clearly show that a major part of the nitrogen originates from atmospheric deposition. Under natural conditions this atmospheric nitrogen deposition is only a few $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$. At

the present time in the Netherlands the deposition on heathlands often varies between 20 and 60 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$; 60–90 % as ammoniumsulphate.

Impact of ammonium on heathland vegetations

Soil acidification

Although heathland soils are often acidic by nature, there are often certain spots or areas where, due to natural causes (loamy places, a calcareous underground, upwelling deeper groundwater) or to human activities (digging, cattle drinking-places) the soil has become slightly buffered and thus less acidic (ROELOFS et al. 1984). Here plant species occur which are restricted to these slightly buffered, less acidic sediments (Table 2).

These plant species like *Thymus serpyllum* L. and *Pedicularis sylvatica* L. never occur on sediments with a pH value as low as 4.1. The deposited ammonium at these slightly buffered locations is transformed

Table 1: The pH (H₂O) and average nutrient concentrations in the soil-solution of 70 investigated heathlands.

Species	Coverage	pH (H ₂ O)	$\mu\text{moles kg}^{-1}$			
			NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	K ⁺
<i>Erica tetralix</i> L.	> 60 %	4.1	55	0.0	4.0	37
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull	> 60 %	4.1	84	1.4	4.4	46
<i>Molinia caerulea</i> (L.) Moench	> 60 %	4.2	248	17.2	4.7	88
<i>Deschampsia flexuosa</i> (L.) Trin.	> 60 %	4.1	429	29.0	6.0	182

Table 2: The distribution of some plant species from heathlands in relation to the soil pH.

Species	n	pH (H ₂ O)		
		mean	min.	max.
<i>Erica tetralix</i> L.	> 10	4.1		
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull	> 10	4.1	4.0	4.3
<i>Molinia caerulea</i> (L.) Moench	> 10	4.2	3.8	4.7
<i>Polygala serpyllifolia</i> Hose	> 10	4.5	4.1	5.7
<i>Lycopodium inundatum</i> L.	> 10	4.6	4.4	4.9
<i>Pedicularis sylvatica</i> L.	> 10	4.7	4.2	5.9
<i>Thymus serpyllum</i> L.	> 10	5.1	4.7	5.6

into nitrate very quickly by nitrification, which causes acidification of the soil (VAN BREEMEN et al. 1983; ROELOFS et al. 1984).

Laboratory experiments with artificially buffered heathland soils show that nitrification stops or is strongly inhibited in this type of soil at pH 4.1 (ROELOFS et al. 1985). This appeared also to be the case for the average pH-value in both grass-dominated and heather-dominated heathlands, which indicates that the pH in heathlands is probably determined by the nitrification limit. The final result of high NH₄⁺ deposition levels is that the differences in pH disappear and thus also the plant species of slightly buffered locations. A poor plant community remains, consisting of only a few acid resistant species.

Nitrogen enrichment

If the soil on which ammonium is deposited acidifies, a strong accumulation of nitrogen occurs in the upper soil layer, because ammonium is bound much more strongly to the soil absorption complex than nitrate. When there is competition between heather species such as *Erica tetralix* L. and *Calluna vulgaris* (L.) Hull and grasses such as *Molinia caerulea* (L.) Moench the grasses profit from these higher nitrogen levels (SCHEIKH 1969; HEIL and DIEMONT 1983; BERENDSE and AERTS 1984; HEIL 1984; ROELOFS et al. 1984; ROELOFS 1986). Field fertilisation experiments have shown that nitrogen enrichment indeed stimulates the development of grasses in heathlands (HEIL and DIEMONT 1983).

However, the problem with these field fertilisation experiments is that the high atmospheric nitrogen deposition was not taken into account. For this reason, experiments were carried out in a greenhouse. A number of small heathlands were created, using undisturbed, natural heathland soils. Precipitation experiments during one year showed that the biomass development of the grasses *Agrostis canina* L. and *Molinia caerulea* is not influenced by the acidity of the precipitation (Figure 1). If the precipitation contained ammonium sulphate, a strong increase in biomass with increasing NH₄⁺ deposition was observed. The chosen annual ammonium deposition was comparable with the real field deposition. The increase in biomass of *Molinia* was the strongest between 1.4 and 2.8 kmol · ha⁻¹ · yr⁻¹ (= 20 and 40 kg · ha⁻¹ · yr⁻¹).

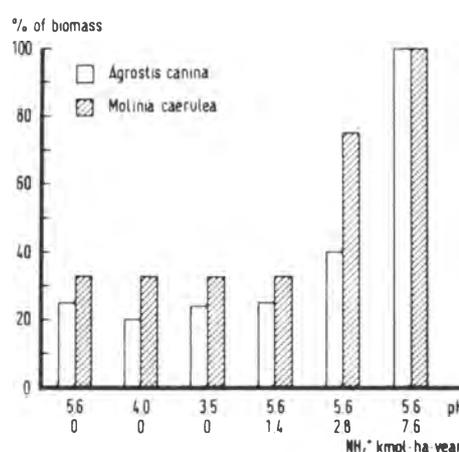


Fig. 1: The relation biomass development of *Agrostis canina* and *Molinia caerulea* on natural heathland soil during a one year treatment with precipitation with different pH and ammonium concentrations in a greenhouse.

The results of these experiments show that the NH₄⁺ deposition level in the Netherlands (20–60 kg · ha⁻¹ · yr⁻¹) cause a marked increase in biomass of the two investigated grass species. For this reason it can be concluded that the high atmospheric nitrogen enrichment is a main cause for changes from heather-dominated into grass-dominated heathlands.

Ammonium deposition and the condition of forests

The condition of the Dutch forests is alarming. A recent investigation by the Dutch State Forest Service reveals that 50.1 % of the forest stands show a decreased vitality (ANONYMUS 1985). The geographical pattern of the damage does not fit in very well with the occurrence of well-known pollutants as SO₂, NO_x and O₃ (DEN BOER 1986). The situation is most critical in the south-eastern part of the country. Here nitrogen

Table 3: The average chemical composition of precipitation in open plots and throughfall in *P. nigra* forests in three different regions of the Netherlands during 1984 (μM/l).

	H ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻
North-West (Terschelling)									
open	100	65	25	308	47	62	48	370	72
throughfall	400	59	345	6700	460	1120	110	8000	860
South (Heeze)									
open	45	130	19	60	43	17	54	73	70
throughfall	6	1060	170	310	200	113	216	350	760
South-east (Venray)									
open	2	200	20	40	30	15	49	50	90
throughfall	1	2421	216	175	278	100	147	462	1400

deposition in forest stands is very high and about 10–20 times the natural supply of 5–10 kg · ha⁻¹ · yr⁻¹. Due to the filtering action of the tree canopies deposition of gaseous ammonia, sulphur dioxide and ammonium sulphate is considerably higher in the forests than in the surrounding meadows (VAN BREEMEN et al. 1983; NIHLGÅRD 1985; ROELOFS et al. 1985; see also Table 3).

Several authors mention a relation between agricultural activities and the condition of pine trees (HUNGER 1978; JANSSEN 1982; ROELOFS et al. 1985). Mainly four types of damage can be observed:

- red or brown colouring of the needles of all year classes;
- yellowing of the needles; the older needles more frequently;
- yellowing of the youngest needles which is most pronounced at the base of the needles;
- the occurrence of fungal or insect diseases.

All these damages can be related to high or disturbed nitrogen budgets (ROELOFS et al. 1985; ROELOFS 1986; VAN DIJK and ROELOFS 1987). The first type of damage mainly occurs in the neighbourhood of ammonia sources like farms or fields dressed with animal slurry (JANSSEN 1982). It is caused by a combination of low temperature (frost) and high ammonia concentration in the air, probably as a result of a too low ammonia detoxifying capacity of the trees at low temperature (VAN DER EERDEN 1982).

The second type of damage, the yellowing of the needles, is related to potassium and/or magnesium deficiencies in the needles. These deficiencies are very significantly correlated with disturbed nitrogen budgets in both air and forest soil (ROELOFS et al. 1985; ROELOFS 1986).

The third type of damage, the yellowing of the youngest needles is strongly correlated with extremely high arginin levels in the needles, high ammonium concentrations in the precipitation and disturbed nitrogen budgets in the soil solution (VAN DIJK and ROELOFS 1987).

The last mentioned type of damage, the fungal and insect diseases, may be related to the disturbed nutrient balance in the plant tissue. Investigations in *P. nigra* forests have shown that all trees infected with the fungus *Sphaeropsis sapinea* (Fr.) Dyko and Sutton had significantly higher

nitrogen levels in the needles compared to non-infected healthy trees (ROELOFS et al. 1985).

Ammonia and the disturbed nutrient balance in the trees

In fact there are two ways in which ammonia can contribute to the observed nutrient disbalance in trees. At first by ammonia/ammonium uptake by the leaves and secondly because a high deposition of $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ can cause a disturbed nutrient balance in the soil.

The role of ammonium in relation to the canopy-ion exchange

On locations with relatively low ammonium deposition levels, the ammonium concentration in the throughfall is even lower compared to the open-air bulk precipitation (Table 3). PERSSON and BROBERG (1985) found the same in pine forests in the lake Gårdsjön area (Sweden). On the locations with very high ammonium deposition levels sulphate is completely compensated by ammonium in the bulk precipitation, but only for 75–85 % in the throughfall. All these observations may indicate that the needles take up ammonium, which also has been observed by LOVETT and LINDBERG (1984) for mixed oak forests. This implicates that, when total nitrogen-deposition in forests is calculated from throughfall analysis, there might be a strong underestimation. Cation exchange experiments with needles of Corsican pine [*Pinus nigra* var. *maritima* (Ait.) Melville] and Douglas fir [*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco] in artificial ammonium sulphate containing rain proved that the needles take up large amounts of ammonia and compensate by excreting equivalent quantities of potassium, magnesium and calcium (Table 4).

This process proceeds continuously in the course of time (ROELOFS et al. 1985). Already at moderate ammonium concentration the leaching of Mg^{2+} by the needles can be more than ten times higher compared to acid artificial rain without ammonium.

Ammonium deposition and a disturbed nutrient balance in the soil

Most of the Dutch forest stands are planted on acidic, nutrient poor heathland soils. It is well known that nitrification, and thus acidification is possible in acidic forest soils (VAN BREEMEN et al. 1982; KLEIN et al. 1983; KRIEBITZSCH 1978). Whether deposition of ammonium sulphate on acidic forest soils will result in strong acidification depends on the type of the forest soil. KRIEBITZSCH (1978) who conducted nitrification experiments in many types of acidic forest soils, divided them into groups: A, B, C and D. In the soils belonging to group A there was no nitrification. In the soils belonging to groups B and C there was partial nitrification and in those belonging to group D there was total

nitrification. The investigations in this study showed that heathlands and *pinus* soils mainly belong to group A. Field studies in the Netherlands in *Pinus nigra* and *Pseudotsuga menziesii* forests on former heathland soils showed indeed only partial or no nitrification. The nitrate levels were low, whereas the ammonium levels were high (ROELOFS et al. 1985; ROELOFS 1986; Table 5).

The soils of healthy, moderately damaged and severely damaged forests had on an average a pH (H_2O) of 4.1, which indicates that also in this type of forest soil the pH is determined by the nitrification limit. In this type of soil a high ammonium deposition level leads to accumulation of NH_4^+ and leaching of K, Mg and Ca from the soil. As a result the NH_4/K , NH_4/Mg and the Al/Ca ratios increase. It is well-known that increased NH_4^+ to K and Mg ratios inhibit K and Mg uptake (JACOBS 1958; MULDER 1956). In both *Pseudotsuga menziesii* and *Pinus nigra* forests the NH_4/K and NH_4/Mg ratios are relatively low in healthy forests and significantly higher in damaged forests, while the average Al/Ca ratio is significantly higher in severely damaged forests and particularly in *Pseudotsuga menziesii* forests (Table 6), far above the critical value for root damage (ULRICH 1983).

Apart from premature shedding of needles as a result of nutrient deficiencies and severe nitrogen stress, the forests become more susceptible to other stress factors such as O_3 , drought, frost and fungal diseases.

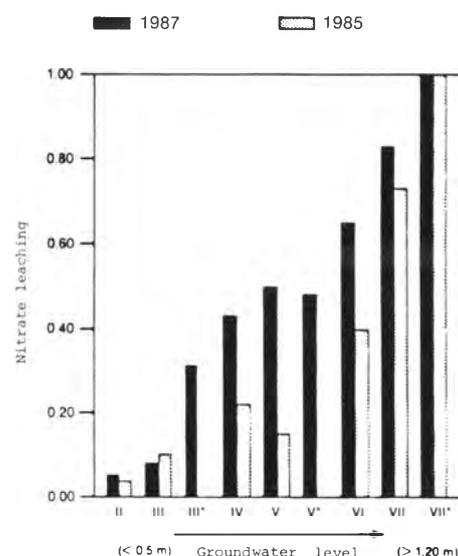


Fig. 2: Results of two investigations on the relation between nitrate leaching and the groundwater level (after van Duivenboden in SCHNEIDER and BRESSER, 1988)

Table 4: Cation exchange of needles in acidic (pH = 4.8 ± 0.4) artificial rainwater containing 100 μM sodium chloride (blanc) or 100 μM sodium chloride + 250 μM ammonium sulphate ($\mu\text{mol} \cdot \text{g}^{-1} \text{DW}24\text{h}^{-1}$).

Cation	NH_4^+		K^+		Mg^{2+}		Ca^{2+}	
	blanc	+ NH_4^+	blanc	+ NH_4^+	blanc	+ NH_4^+	blanc	+ NH_4^+
<i>Pinus nigra</i>	0.0	3.5	-1.0	-2.0	-0.1	-1.1	0.0	-0.8
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	0.0	2.7	-0.3	-0.8	-0.1	-0.3	-0.2	-0.6

Table 5: pH and chemical composition of soil-distilled water extracts (1:3) of A) healthy, B) moderately damaged and C) severely damaged *Pinus nigra* and *Pseudotsuga menziesii* forests ($\mu\text{moles kg}^{-1}$ dry soil).

	n	pH (H_2O)			NH_4^+	NH_4^+ (KCl)*	NO_3^-	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al^{3+}
		mean	min.	max.	mean	mean	mean	mean	mean	mean	mean
<i>Pinus nigra</i>											
A)	20	4.1	3.5	4.6	334	687	271	137	77	153	191
B)	16	4.0	3.4	4.9	384	751	130	47	45	128	158
C)	20	4.1	3.7	4.4	509	1346	227	60	26	43	183
<i>Pseudotsuga menziesii</i>											
A)	10	4.1	3.9	4.4	245	499	164	89	60	106	214
B)	10	4.1	3.8	4.3	562	733	153	67	48	69	211
C)	11	4.3	4.0	4.6	692	1240	157	67	22	36	211

* 0.5 M KCl extract.

Table 6: The ratios of some nutrients in soil extracts of A) healthy, B) moderately damaged and C) severely damaged *Pinus nigra* and *Pseudotsuga menziesii* forests (mol/mol).

	n	NH_4^+/K^+			$\text{NH}_4^+/\text{Mg}^{2+}$			$\text{Al}^{3+}/\text{Ca}^{2+}$		
		mean	min.	max.	mean	min.	max.	mean	min.	max.
<i>Pinus nigra</i>										
A)	21	4.7	0.5	14.0	6.4	1.1	24.3	2.0	0.4	5.6
B)	17	9.2	0.8	36.8	10.0	1.8	26.3	1.3	0.2	2.8
C)	21	11.3	1.9	51.8	22.1	1.6	57.2	5.5	1.7	16.7
<i>Pseudotsuga menziesii</i>										
A)	10	3.8	0.5	11.8	4.5	0.6	10.0	6.6	0.8	40.9
B)	10	8.7	1.5	31.2	19.3	2.0	51.1	8.9	0.7	46.7
C)	11	18.2	3.8	64.5	47.6	7.9	118.0	15.6	1.4	54.0

Denitrification

Denitrification can be an important process in order to lower the nitrogen load and neutralise the acid load of the upper groundwater (SCHNEIDER and BRESSER 1988).



The denitrification rate in soils is strongly correlated to the groundwater level (see Figure 2). At high groundwater levels (less than 0.5 m) denitrification rates of ca. 64 kg N · ha⁻¹ · j⁻¹ are possible, which means that the denitrification rate is in the same order of magnitude compared to the deposition level of nitrogen (VAN DUIVENBODEN, RIVM, unpublished data). In the fieldsituation, however, most of the forests in the Netherlands (and probably also in the northern part of Germany) are situated on mineral sandy soils, with a groundwater level below 1.20 m. In this situation the denitrification rate is at the most only a few % and thus negligible.

Acknowledgement

We wish to thank Mrs. B. H. Honer for typing this manuscript.

Summary

In weakly buffered ecosystems a high deposition of ammonium leads to acidification and nitrogen enrichment of the soil. As a consequence many plant species characteristic of poorly buffered environments disappear. Among the acid tolerant species there will be a competition between slow growing plant species and fast growing nitrophilous grass or grass like species. This process contributes to the often observed change from heath- and peatlands into grasslands.

In forest ecosystems a high input of ammonium leads to leaching of K⁺, Mg²⁺ and Ca²⁺ from the soil, often resulting in increased ratios of NH₄⁺ to K⁺ and Mg²⁺ and/or Al³⁺ to Ca²⁺ in the soil solution. Field investigations show a clear correlation between these increased ratios and the condition of *Pinus nigra* var. *maritima* (Ait.) Melville, *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco and *Quercus robur* L. Ecophysiological experiments proved that increased ratios of NH₄⁺ to K⁺ inhibit the growth of symbiotic fungi and the uptake of potassium and magnesium by the root system. At high NH₄⁺/K⁺ and AL³⁺/Ca²⁺ ratios there is a net flux of Mg²⁺ and Ca²⁺ from the root system to the soil solution.

Other experiments proved that coniferous trees – and most likely other plant species, too – take up NH₄⁺ by the needles, resp. leaves and compensate for this by excreting K⁺ and Mg²⁺.

This combination of effects often results in potassium and/or magnesium deficiencies, severe nitrogen stress, and as a consequence premature shedding of leaves or needles.

Furthermore the trees become more susceptible to other stress factors such as ozone, drought, frost and fungal diseases, as well as insect calamities.

Zusammenfassung

Wirkungen von Ammonium aus der Luft auf natürliche Vegetation und Wälder

In schwach gepufferten Ökosystemen führt eine hohe Ammonium-Anreicherung zu einer Übersäuerung und Stickstoff-Anreicherung des Bodens. Als Folge verschwinden viele Pflanzenarten, die typisch für schwach gepufferte Lebensräume sind. Zwischen den säure-toleranten Arten kommt es zu Konkurrenz zwischen langsam wachsenden Pflanzenarten und schnell wachsenden nitrophilen Gräsern oder grasähnlichen Arten. Dieser Prozeß trägt zu dem oft beobachteten Wechsel von Heide- und Moorgebieten zu Grasgesellschaften bei.

In Wald-Ökosystemen führt eine starke Ammonium-Zunahme zum Auswaschen von K⁺, Mg²⁺ und Ca²⁺ aus dem Boden. Oft resultiert daraus ein ansteigendes Verhältnis von NH₄⁺ zu K⁺ und Mg²⁺ und/oder Al³⁺ zu Ca²⁺ in der Bodenlösung. Felduntersuchungen zeigen eine klare Korrelation zwischen diesen ansteigenden Verhältnissen und den Zuständen von *Pinus nigra* var. *maritima* (Ait.) Melville, *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco und *Quercus robur* L. Ökophysiologische Versuche zeigten, daß ansteigende Verhältnisse von NH₄⁺ zu K⁺ das Wachstum von symbiontischen Pilzen und die Aufnahme von K und Mg durch das Wurzelsystem hindern. Bei hohen NH₄⁺/K⁺ und Al³⁺/Ca²⁺-Verhältnissen kommt es zu einem Netto-Verlust von Mg²⁺ und Ca²⁺ aus den Wurzeln in die Bodenlösung.

Andere Versuche haben gezeigt, daß Koniferen NH₄⁺ über die Nadeln (Blätter) aufnehmen und dies durch Ausscheiden von K⁺ und Mg²⁺ kompensieren.

Diese Wechselwirkungen führen oft zu K⁺ und/oder Mg²⁺-Mangel, starkem Stickstoff-Streß und als Konsequenz daraus zu vorzeitigem Abstoßen der Blätter oder Nadeln.

Weiterhin reagieren die Bäume noch empfindlicher als ohnehin schon auf die anderen Streßfaktoren wie Ozon, Trockenheit, Kälte und Erkrankungen durch Pilzbefall bzw. auf Insektenfraß.

References

- ANONYMUS, 1985: De vitaliteit van het Nederlandse bos. – Dutch State Forest Service, Utrecht.
- BERENDSE, F.; AERTS, R., 1984: Competition between *Erica tetralix* L. and *Molinia caerulea* (L.) Moench as affected by the availability of nutrients. – *Oecologia* Pl. 5, 1–13.
- BREEMEN, N. VAN; BURROUGH, P. A.; VELTHORST, E. J.; DOBBEN, H. F. VAN; WIT, T. DE; RIDDER, T. B.; REYNDERS, H. F. R., 1983: Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. – *Nature* 229, 548–550.

- DIJK, H. F. G. VAN; ROELOFS, J. G. M., 1987: Effects of airborne ammonium on the nutritional status and condition of Pine needles. – Proc. COST Workshop on direct effects of dry and wet deposition on forest ecosystems. In particular canopy interactions. – Lökeberg, Sweden, 19–23 Oct. 1986. In press.
- EERDEN, L. J. M. VAN, 1982: Toxicity of ammonia to plants. – *Agriculture and Environment* 7, 223–235.
- HEIL, G. W., 1984: Nutrients and the species composition of heathlands. – Ph. D. Thesis, Univ. of Utrecht 1984.
- HEIL, G. W.; DIEMONT, W. M., 1983: Raised nutrient levels change heathland into grassland. – *Vegetatio* 53, 113–120.
- HUNGER, W., 1978: Über Absterbeerscheinungen an älteren Fichtenbeständen in der Nähe einer Schweinemastanlage. – *Beitr. Forstwirtschaft* 4, 188–189.
- JACOB, A., 1958: Magnesia, der fünfte Pflanzennährstoff. Stuttgart: Enke.
- JANSSEN, TH. W., 1982: Intensieve veehouderij in relatie tot ruimte en milieu. – Dutch State Forest Service, Utrecht.
- KLEIN, T. M.; KREITINGER, J. P.; ALEXANDER, M., 1983: Nitrate formation in acid forest soils from the Adirondacks. – *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 47, 506–508.
- KRIEBITZSCH, W. U., 1978: Stickstoffnachlieferung in sauren Waldböden Nordwestdeutschlands. – *Scripta Geobotanica*. Göttingen: Goltze.
- LOVETT, G. M.; LINDBERG, S. E., 1956: Dry deposition and canopy exchange in a mixed oak forest as determined by analysis of throughfall. – *J. Appl. Ecol.* 21, 1013–1027.
- NIHLGÅRD, B., 1985: The ammonia hypothesis: An additional explanation to the forest dieback in Europe. – *Ambio* 14, 2–8.
- PERSSON, G.; BROBERG, O., 1985: Nutrient concentrations in the acidified lake Gårdsjön: The role of transport and retention of phosphorus. – *Ecological Bulletins* 37, 158–175.
- ROELOFS, J. G. M., 1986: The effect of air-borne sulphur and nitrogen deposition on aquatic and terrestrial heathland vegetation. – *Experientia* 42, 372–377.
- ROELOFS, J. G. M.; CLASQUIN, L. G. M.; DRIESSEN, I. M. C.; KEMPERS, A. J., 1984: De gevolgen van zwavel en stikstofhoudende neerslag op de vegetatie in heide- en heideveenmilieus. In: Zure regen, oorzaken, effecten en beleid. Eds.: E. H. ADEMA and J. VAN HAM. pp. 134–240. – Proc. Symp. Zure regen, 's Hertogenbosch, 17–18 November 1983. Wageningen: Pudoc.
- ROELOFS, J. G. M.; KEMPERS, A. J.; HOUDJIK, A. L. F. M.; JANSEN, J., 1985: The effect of air-borne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in the Netherlands. – *Pl. Soil* 84, 45–56.
- SCHEIKH, K. H., 1969: The effects of competition and nutrition on the interrelations of some wet-heath plants. – *J. Ecol.* 57, 87–99.
- SCHNEIDER, T.; BRESSER, A. H. M. (eds.), 1988: Dutch priority programme on acidification. Rapport nr. 00–06 R. I. V. M. Bilthoven, the Netherlands, 190 pp.
- ULRICH, B., 1983: Soil acidity and its relation to acid deposition. In: Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems, p. 127–146. Eds.: B. ULRICH and J. PANKRATH. Dordrecht: D. Reidel Publ. Comp.

Anschrift der Verfasser

unter:
Dr. J. G. M. Roelofs
Catholic University
Toernooiveld
NL-6525 ED Nijmegen

Die Roten Listen werden länger – warum?

Von Josef Blab

Einführung

Erfolg oder Mißerfolg im Naturschutz hängen sehr wesentlich von den politischen Rahmenbedingungen und Möglichkeiten ab. Entsprechend wären im Rahmen der hier zu diskutierenden Thematik auch jene Vorgaben zu reflektieren, denen das Naturschutzhandeln in der Gesellschaft, im politischen Raum unterworfen ist.

Da die Tagung jedoch vorwiegend biologisch-ökologischen Fragestellungen gewidmet ist, sollen nachfolgend ebenfalls vor allem die fachbiologischen bzw. naturschutzfachlichen Hintergründe der Artengefährdung in den Mittelpunkt gestellt werden.

Historische Entwicklung der Artengefährdung

Zumindest im Grundsatz bilden Gefährdung und Ausrottung von Arten kein neues Problem. Schon vor Jahrhunderten hat der Mensch Tier- und Pflanzenarten ausgerottet, z.B. Ur, Wildpferd, Bartgeier u. v. m. Der Rückgang beschränkte sich seinerzeit allerdings weitgehend auf Arten, die der direkten menschlichen Nachstellung nicht standhalten konnten oder aber ausschließlich in der großflächigen Urlandschaft ihren Lebensraum und ihr Auskommen fanden.

Zudem wurde dieser Artenrückgang mehr als kompensiert durch Neubürger (bei Pflanzen auch Neophyten genannt) in der heimischen Tier- und Pflanzenwelt, durch Arten, die insbesondere in der Phase der großen geographischen Entdeckungreisen und des wachsenden Handels einge-

schleppt bzw. eingebürgert worden sind. Außerdem und vor allem förderte der Mensch durch Schaffung neuer Standorte und Lebensbedingungen bis in das letzte Jahrhundert hinein bestimmte Arten und Artengruppen, beispielsweise die Lebewesen der Grünlandgesellschaften.

Erst seit Mitte des vorigen Jahrhunderts – dabei entscheidend verstärkt seit den 50er Jahren dieses Jahrhunderts – übersteigt die Aussterberate das in der unbeinflussten Natur übliche Maß um ein Vielfaches. Zahlreiche Angaben sind nachzulesen, nach denen Bestände gefährdeter Arten allein in den vergangenen drei Jahrzehnten um 90 % geschrumpft sind (z. B. seltene Vögel, vgl. BAUER und THIELCKE 1982). Tabelle 1 zeigt Beispiele für die Bestandsentwicklung ausgewählter Arten der Roten Liste und deren zeitlichen Ablauf.

Hintergründe der Arten- und Biotopgefährdung

Genereller Hintergrund der Arten- und Biotopgefährdung ist fast ausschließlich die nach wie vor anhaltende Tendenz der anthropogenen Umweltveränderung. Diese setzt sich aus vielfältigen, miteinander verknüpften Einzelprozessen zusammen, die in der Summe auf eine fortgesetzte Verringerung und Verminderung der für die freilebenden Tier- und wildwachsenden Pflanzenarten nutzbaren Lebensraumfläche und deren Qualität (strukturell, stofflich und biologisch) hinauslaufen (vgl. Tabelle 2). Als exemplarischer Beleg für den fast allorten erlebbaren, ungebremsten

Tab. 2: Wesentliche anthropogene Schadfaktoren-Komplexe (Übersicht)

- | |
|---|
| 1. Flächennutzung/Biotopvernichtung/Flächenzerschneidung/Verinselung |
| 2. Wasserentzug/Nivellierung der Wasser-Verhältnisse |
| 3. Nivellierung von Trophiegradienten auf hohem Niveau |
| 4. Umstellungen in der Art und Periodizität der Landnutzung |
| 5. Änderung/Nivellierung des Strahlungshaushaltes (Mikroklimas) in Bodennähe |
| 6. Chronischer Streß durch Umweltgifte (und hohe Siedlungsdichte des Menschen) |
| 7. Unterbindung natürlicher Reifeprozesse / Bruch der Kontinuität der Standortbedingungen |
| 8. Sonstige Faktoren (z. B. Erholung) |

Landschaftswandel mag die Rate der Flächenumwidmungen genügen: Auch heute noch werden in der Bundesrepublik Deutschland täglich im Durchschnitt ca. 120 ha umgewidmet, z.B. überbaut mit Straßen, Gebäuden, Tennisplätzen usw. (UBA 1986), mit zusätzlichen und weitergehenden Schadfolgen wie Flächenzerschneidung/Verinselung und dergleichen.

Da die Konsequenzen der meisten der hier vorgestellten Schadfaktorengruppen für das Artenpotential weitgehend evident sind, bzw. in anderen Beiträgen dieses Bandes abgehandelt werden, soll nachfolgend lediglich der unter Punkt 7 in Tabelle 2 genannte Aspekt »Unterbindung natürlicher Reifeprozesse/Bruch der Kontinuität der Standortbedingungen« in seiner Bedeutung für den Erhalt des Artenpotentials am Beispiel der Tierwelt ausführlicher dargestellt werden.

Wie Tabelle 3 dokumentiert, sind im wesentlichen nur Lebensstättentypen mit hoher natürlicher Dynamik, also »Pionierbiotope« und auf diese Bedingungen in der Ausbreitungsökologie angepaßte Tier- und Pflanzenarten (wie etwa Einjährigen-gesellschaften) relativ gut regenerier- und ersetzbar. Bedingt trifft dies auch für die Vegetation und Fauna eutropher Stillgewässer zu, für »Biotope« also, welche auch von Natur aus isoliert auftreten (können).

Auf der anderen Seite gibt es Ökosysteme, z. B. ausgereifte Hochmoore, ursprüngliche Wälder, die in ihrer natürlichen Identität in überschaubaren Zeiträumen nicht neugeschaffen werden können. Wald beispielsweise läßt sich zwar relativ rasch neu anpflanzen, bis daraus aber eine vollständige Gesellschaft mit allen Altholzspezialisten wird, vergehen zumindest Jahrhunderte.

Tab. 1: Dokumentation der Bestandsentwicklung einiger Tierarten der Roten Liste.

Entwicklung des Brutbestandes beim Weißstorch im Gebiet der Bundesrepublik Deutschland innerhalb der letzten achtzig Jahre (aus BAUER und THIELCKE 1982, ergänzt).							
Jahr	1907	1934	1958	1965	1974	1980	1984
Horstpaare	7500	4633	2600	1911	1092	930	646
Entwicklung des Birkhuhnbestandes in Niedersachsen (nach HECKENROTH 1980).							
Jahr	1964	1977	1980	1981			
Individuen	7760	560	254	200			
Bestandsentwicklung des Mausohres in einigen überregional bedeutsamen Winterquartieren, in denen sich die Tiere eines großen Einzugsgebietes jeweils zum Winterschlaf versammeln (nach ROER 1980/81).							
Rüdesdorfer Kalkbergwerk (nahe Berlin) ¹ : 5000 Ex. (1954) – 650 Ex. (1971)							
Hohloch (in Nordbayern) ² : 4500 Ex. (1962) – 250–300 Ex. (1976)							
Erzstollen (in Nordbayern) ² : 500 Ex. (1970) – 4 Ex. (1979)							
¹ Wichtigstes Norddeutsches Winterquartier mit großem Einzugsgebiet							
² Überregional bedeutsame Winterquartiere							

Zwischen den reproduzierbaren und den kaum reproduzierbaren Lebensstätten liegen Biotoptypen, die – wie etwa Hecken – in überschaubaren Zeiträumen zwar aus der Sicht der Pflanzensoziologie wieder in standortgerechter Zusammensetzung angepflanzt werden könnten, ohne daß – und dies bestätigen zahlreiche tierökologische Untersuchungen – die standortgerechte tierische Besiedlung damit jedoch sichergestellt ist. Man sollte also die Kolonisierungsfähigkeit der Fauna und gerade gefährdeter Tierarten nicht überschätzen, auch wenn einzelne und dabei noch augenfällige Tiergruppen (z. B. Vögel, Großlibellen) auch zahlreiche sehr vagile Vertreter aufweisen und damit eine hohe Besiedlungspotenz der Tierwelt insgesamt vortäuschen können.

Wenngleich also kein Zweifel besteht, daß ein Großteil der Kulturbiotop im Prinzip reproduzierbar ist, so bestehen diesbezüglich heute dennoch erhebliche Schwierigkeiten: Das Hauptproblem der Reproduzierbarkeit (über einen gewissen Grundstock hinaus) unter den aktuellen Bedingungen dürfte sein, daß die Mehrzahl der Biotoptypen lange Entwicklungszeiträume benötigt, während gleichzeitig die potentiellen Zuwanderquellen massiv vernichtet wurden bzw. sich nach wie vor in z. T. rapidem Rückgang befinden und außerdem die Schadeinflüsse aus der Umgebung (Streß) auf die neugeschaffenen Biotop zunehmen. Ein weiteres Problem ist darüber hinaus, daß manche Standorte mit historisch gewachsenen (entwickelten) Bodenprofilen, und an solche Bedingungen gebundenen Pflanzengesellschaften, durch menschliche Aktivitäten irreversibel verändert wurden.

Bilanz in der Bestandsentwicklung von Arten

Alle einschlägigen Studien – wie auch die vorstehende, knappe Schadfaktorendiskussion – zeigen an, daß die zentralen Gefährdungs- und Rückgangsursachen für das Artenpotential weitgehend ungebremst fortwirken. Zudem geschehen Gefährdung und Ausrottung von Arten i. d. R. nicht unpröplötzlich. Vielmehr stellen sie sich als Langzeitfolgen aus zahlreichen anthropogenen Prozessen ein, die im Regelfall über viele Jahre und Jahrzehnte ablaufen.

Da nur ein Teil des heimischen Artenpotentials (vielleicht 20–25 %) mit dem aktuellen menschlichen Wirken gut zurecht kommt bzw. durch die zivilisationsbedingte Landschaftsentwicklung sogar gefördert wird (z. B. Löwenzahn, Wanderratte, Kleiner Fuchs, bestimmte Hirse-»Ungräser« im Mais), stellt die Rote Liste gleichsam nur die Spitze eines Eisberges dar, soweit dieses Bild bei durchschnittlich 45 % gefährdeter Arten aus den bearbeiteten Taxa überhaupt noch sinnvoll ist.

So gesehen ist für viele einst oft massenhaft vorkommende, in den letzten Jahrzehnten aber merklich rarer gewordene, jedoch noch nicht als gefährdet ausgewie-

Tab. 3: Regenerationsfähigkeit von »Biotopen« (aus BLAB 1985)

- Annuelle Flora und daran gebundene Fauna 2–5 Jahre, dabei sind Artenzahl und Ausstattung aber auch vom Samenvorrat im Boden und vom Vorhandensein von Ausbreitungszentren abhängig.
- Eutrophe Verlandungsvegetation in Weihern 10–15 Jahre. An Tierarten gelingt in solchen »kurzen Zeiträumen« allerdings i. d. R. nur euryöken Arten die Umsiedlung von primären auf sekundäre Gewässer.
- Oligotrophe Verlandungsvegetation, selbst bei vorhandenem Artenpotential, nach einigen Jahrzehnten noch sehr spärlich.
- Magerrasen (z. B. Pfeifengraswiesen und Halbtrockenrasen), die durch intensive Düngung und Mahd in Fettwiesen umgewandelt wurden, auf vielen Standorten erst in Jahrzehnten und auch dann oft nur sehr unvollständig wiederherstellbar.
- Hecken gepflanzt, nach 10–15 Jahren noch kaum Einwanderung weiterer spezialisierter Insektenarten, bei einigen km bis zu »Ausbreitungszentren« noch nach Jahrzehnten kaum Besiedlung mit neuen Arten.
- Felshöhlen: 100–200 Jahre reichen für eine Besiedlung mit echten Höhlentieren (Troglobionten) i. d. R. nicht aus.
- Neuaufforstungen: In der ersten Baumgeneration, soweit es die Insekten betrifft, noch wenig spezifische Arten.
- »Urwaldreste«: Bezüglich der spezifischen Fauna in Jahrhunderten nicht wiederherstellbar.
- Hochmoore: Torfmächtigkeit von 1 Meter (rund 1000 Jahre).

sene Arten der mittelintensiven Kulturlandschaft der Weg in die Rote Liste bereits vorgezeichnet. Die Entwicklung ist längst angelaufen; lediglich die Konsequenzen sind wegen der Trägheit biologischer Systeme bei weitem noch nicht in allen Fällen oder gar in ihrer Gesamtheit sichtbar.

Allerdings häufen sich die Belege für erforderliche Erweiterungen der Roten Listen bei Fortschreibungen:

- Beispielsweise haben BLAB und KUDRNA (1982) im Rahmen einer Auswertung und Bewertung der Situation der bundesdeutschen Tagfalter- und Widderchenfauna schon vor knapp 10 Jahren festgestellt, daß neben den rund 45 % aktuell gefährdeter Arten mindestens weitere 16 % auffällige Rückgangerscheinungen aufweisen (z. B. Kaisermantel, Schachbrett, Dukatenfalter, Kleiner Perlmutterfalter, Wachtelweizen-Schneckenfalter u. v. m.) und diese sozusagen in einer Kandidatenliste mit der Bezeichnung r* zusammengestellt. (Mittlerweile taucht auch bereits der eine oder andere Vertreter aus dieser Gruppe in den Listen der Bundesländer auf.)
- Ein weiteres Beispiel geben BERTHOLD und Mitarbeiter (1986). Diese Autoren stellten im Rahmen des »Mettnau-Reitllmitz-Programms« fest, daß bei 26 von 34 (aus 37) untersuchten Kleinvogelarten (oder 70 %), bei denen sich signifikante Trends berechnen ließen, daß Bild negativ bis sehr negativ ist. Dazu zählen so markante Alltagserscheinungen wie Gartengrasmücke, Gartenrotschwanz, Rohrammer, selbst die Amsel.
- Aber auch jeder geländeerfahrene Naturbeobachter hat ein Bild vor Augen: Wohin sind die Hekatomben an Wiesenalbei verschwunden? Wer kannte nicht den flächenhaften, oft »hektarweiten«

Sumpfdotterblumenaspekt von *Calthion*-Gesellschaften, während die Art heute meist auf Restbestände an Grabenrändern usw. zurückgedrängt ist, dabei allerdings noch auf den meisten Meßtischblättern zu finden ist? Wer von denen, die heute den Grasfrosch noch als verbreitet und Laichkolonien von einigen Dutzend bis wenigen hundert Tieren als groß bezeichnen, kann sich vorstellen, daß noch vor 40 Jahren vielhundert- bis vieltausendköpfige Laichkolonien in insgesamt dazu ungleich mehr Laichplätzen (mindestens 3–4mal mehr) eher die Norm als die Ausnahme bildeten?

Ein bereits genannter Punkt sei noch einmal betont: Der Prozeß der Artenverdrängung besitzt eine eingebaute Trägheit. Und selbst wenn er tatsächlich abgebremst würde, kann er möglicherweise erst dann zum Stehen kommen, wenn viele weitere Arten ganz verschwunden sein werden bzw. heute noch nicht in der Roten Liste geführte Arten dort aufgenommen werden müssen (vgl. auch HAMPICKE 1988).

Exemplarische Diskussion der Gefährdungssituation und der Gefährdungsintensität

Nachfolgend wird am Beispiel der Reptilien dokumentiert, wie sich die Bestandsituation von Vertretern der einzelnen Gefährdungsstufen der Roten Liste des Bun-

* Die Bezeichnung r (= Rückgang) steht für Arten, die früher weitverbreitet und häufig waren, bei denen auch gegenwärtig noch nicht von einer Gefährdung als Art gesprochen werden kann, die aber dennoch in jüngster Zeit in großen Teilen ihres Areals Bestandseinbußen erleiden.

Tab. 4. Synopse der Gefährdungssituation der Reptilienarten in der Bundesrepublik Deutschland und in den einzelnen Bundesländern.

Reptilia	Bundesrepublik Deutschland 1984	Baden-Württemberg 1986	Bayern 1986	Berlin 1982	Hamburg 1981	Hessen 1980	Niedersachsen* 1987	Nordrhein-Westfalen 1986	Rheinland-Pfalz 1987	Saarland 1988	Schleswig-Holstein 1982
Eur. Sumpfschildkröte (<i>Emys orbicularis</i>)	●!	●!	●!	+	■!	●!	●!	+	+	-	●!
Würfelnatter (<i>Natrix tessellata</i>)	●	-	-	-	-	+?	-	-	●	-	-
Aspispiper (<i>Vipera aspis</i>)	●	●	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Smaragdeidechse (<i>Lacerta viridis</i>)	●	●	●	-	-	+?	-	-	●	-	-
Äskulapnatter (<i>Elaphe longissima</i>)	●	●	●	-	-	●	-	-	-	-	-
Kreuzotter (<i>Vipera berus</i>)	■	■	■	●	●	■	○	■	-	-	■
Mauereidechse (<i>Podarcis muralis</i>)	■	■	●	-	-	●	-	●	n	■	-
Schlingnatter (<i>Coronella austriaca</i>)	○	■	○	-	●	○	■	■	n	○	+?
Ringelnatter (<i>Natrix natrix</i>)	○	○	○	■	■	○	○	○	○	○	○
Zauneidechse (<i>Lacerta agilis</i>)	n	n	n	■	●	○	○	○	n	n	■
Blindschleiche (<i>Anguis fragilis</i>)	n	P	n	■	n	n	n	n	n	n	○
Wald-Bergeidechse (<i>Lacerta vivipara</i>)	n	n	n	■	n	n	n	n	n	n	n

* incl. Bremen
 + ausgestorben oder verschollen; ● vom Aussterben bedroht; ■ stark gefährdet; ○ gefährdet; P potentiell gefährdet; n nicht in Roten Listen gefährdet; ! fraglich, ob autochthone Bestände

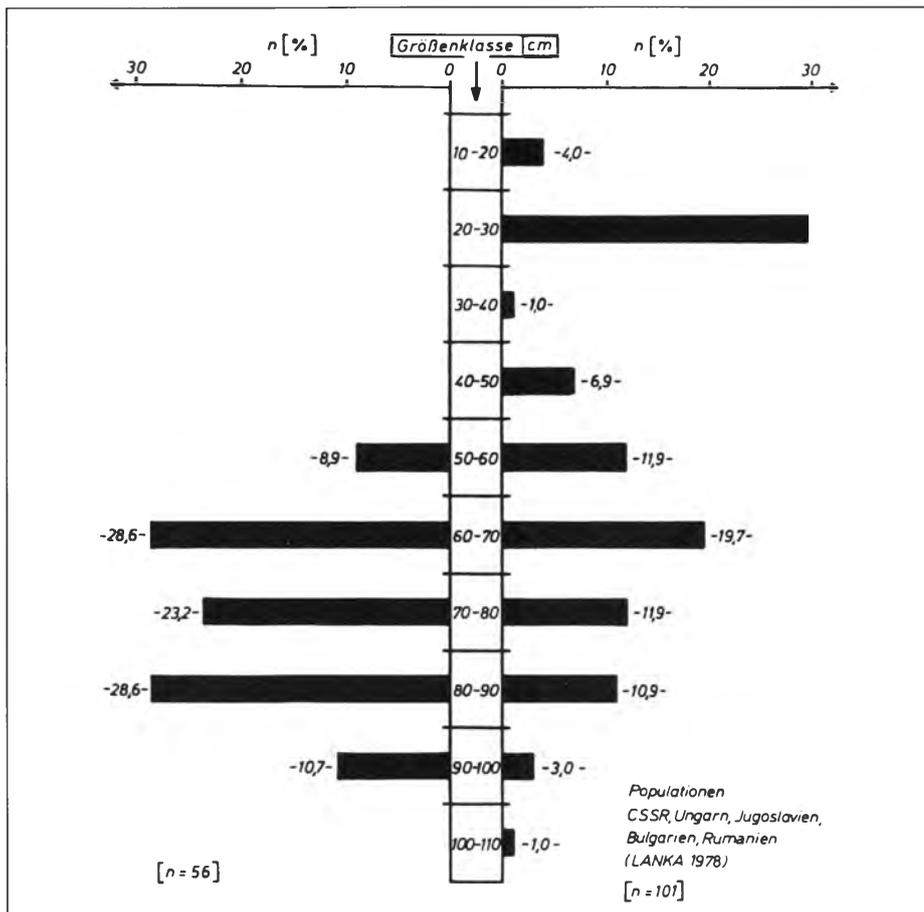


Abb. 1: Altersstruktur einer bundesdeutschen Population der Würfelnatter im Jahre 1980 (linke Hälfte), verglichen mit entsprechenden Befunden an ost- und südosteuropäischen Populationen (LANKA 1975) (rechte Hälfte). Der Anteil an Jungtieren wird über die Einteilung der ermittelten Körperlängen nach Größenklassen dargestellt (aus GRUSCHWITZ 1985).

des wie auch von dort (noch) nicht geführten Arten darstellt. Als Repräsentanten für die einzelnen Gefährdungskategorien dienen (vgl. auch Tabelle 4):

- Würfelnatter – vom Aussterben bedroht
- Kreuzotter – stark gefährdet
- Ringelnatter – gefährdet
- Zaun- und Waldeidechse – (nicht in der Roten Liste des Bundes geführt)

Würfelnatter

Der Erhaltungszustand dieser Art ist extrem besorgniserregend. Die Zahl der Individuen in der Bundesrepublik Deutschland wird nach neuesten Untersuchungen auf unter 100 (!) geschätzt.

Tabelle 5 belegt, wie weit auch das Areal gegenüber älteren Quellen zurückgegangen ist (dazu ist das Areal in Hessen völlig erloschen!). Zu dieser Tabelle ist außerdem anzumerken, daß das Verbreitungsgebiet an den einzelnen Fundpunkten früher noch ungleich größer als heute war! Die hohe Verletzbarkeit dieser Art dokumentiert auch eine Analyse der Populationsstruktur (Abb. 1)! Zwar gelang zumindest in einigen der letzten Jahre der Nachweis erfolgreicher Reproduktion bei der Würfelnatter, jedoch läßt der geringe Junganteil in den Beständen auf einen insgesamt unzureichenden Reproduktionserfolg schließen, was bei den geringen Absolutzahlen in der Bundesrepublik Deutschland (s. o.) als besonders kritisch bewertet werden muß.

Tab. 5: Quantitative Gegenüberstellung von Fundorten der Würfelnatter in der Bundesrepublik Deutschland nach historischen Quellen und nach aktuellem Kenntnisstand der Verbreitung (aus GRUSCHWITZ 1985)

Landschaftsraum	Anzahl der Fundorte nach	
	älteren Quellen	derzeitiger Kenntnisstand
Ahrtal	1 (?)	–
Rheintal	9	–
Moseltal	7	1
Lahntal	4	1
Nahetal	12	3

Kreuzotter

Die Kreuzotter ist die einzige Reptilien-Art der Gefährdungsstufen 1 und 2 der Roten Liste, die kein submediterranes Verbreitungsmuster aufweist und entsprechend nicht von vornherein reliktiert auf einzelne (hier wärmere) Regionen und Standorte der Bundesrepublik Deutschland beschränkt ist.

Sie ist aber vermutlich die Art mit den absolut größten Arealregressionen und Bestandsseinbrüchen aus dieser Wirbeltierklasse.

Im ehemaligen Verbreitungsgebiet der Kreuzotter in der Bundesrepublik Deutschland sind bereits mindestens 50 % der von früher bekannten Populationen erloschen (MÜLLER 1976). Eine annähernd flächenhafte Besiedlung kann nur noch für Teile Bayerns, insbesondere Oberbayern, den Bayerischen Wald und das Fichtelgebirge, festgestellt werden. Allerdings ist auch dort ein starker Rückgang zu beobachten. Eine an Kreuzottern reiche Region im Fichtelgebirge (VÖLKL, in JOGER 1985: 0,04 Ottern/ha) weist nur etwas mehr als 1 % der Populationsdichte eines südschwedischen Untersuchungsgebietes (ANDREN 1982: 3,7/ha) und weniger als 0,5 % der Dichte in einem polnischen Waldgebiet (PIELOWSKI 1962: 8/ha) auf.

Zahlenangaben aus anderen Regionen liegen nicht vor. Da nach den detaillierten Untersuchungen VÖLKLs auch im Fichtelgebirge kleinräumig Dichten von 2,6 Ottern/ha vorkommen, erscheint es nicht abwegig, von einem Verlust von 90–99 % des früheren Kreuzotterbestandes im Gesamtgebiet der Bundesrepublik Deutschland auszugehen (JOGER 1985).

Unterstrichen wird diese Annahme auch durch Zahlen früherer Fangaktionen, bei denen Prämien für das Töten dieser Art ausgesetzt wurden: So soll – nach einer Zeitungsnotiz – ein einziger Mann in seinem Leben 90 000 Kreuzotterexemplare erschlagen haben!

Ringelnatter

Eine Art mit einst weitgehend flächenhafter Verbreitung, welche darüber hinaus durch relativ kleinflächige Biotopsprüche und verhältnismäßig geringe Biotopspezialisierung ausgezeichnet ist und somit – ökologisch betrachtet – eigentlich kein zwingender Fall für die Rote Liste sein sollte.

Die Ringelnatter ist aber dennoch gefährdet, weil die gesamte von ihr besiedelte Biotoppalette (Flachmoore, Tümpel- und grabenreiche Naßwiesen, Teichkomplexe, vegetationsreiche Gewässerufer usw.) mehr oder weniger gleichermaßen auf breiter Front zurückgedrängt wurde und wird.

Zauneidechse und Waldeidechse

Wie die meisten Reptilienarten benötigt auch die aus der pontischen Waldsteppe stammende Zauneidechse in Mitteleuropa extensive, schütter bis relativ schütter bewachsene, krautige Stellen, welche durch Nutzungsintensivierung, Flächenumwidmung und die flächendeckende Eutrophierung der Landschaft auf breiter Front im Rückzug sind.

Nicht zuletzt auch durch den Nährstoffeintrag über die Luft wird die Krautschicht vielenorts dichter, das Mikroklima kühlfeuchter und damit für Reptilien ungünstiger bzw. ungeeignet. Außerdem kommt es dadurch zu einer empfindlichen Reduzierung der Nahrungsbasis!

Diese Entwicklung führte und führt dazu, daß die Zauneidechse, speziell im klimatisch für sie ohnehin eher pessimalen norddeutschen Raum, zunehmend auf Rückzugsinseln von Reliktcharakter (insbesondere in Trockenbiotopen) zurückgedrängt wird.

Entsprechend ist die Art auch bereits in allen norddeutschen Bundesländern in die Rote Liste aufgenommen worden (vgl. Tabelle 4) und muß nach dieser eindeutig negativen und anhaltenden Bestandsentwicklung auch bei der Überarbeitung in die Rote Liste des Bundes aufgenommen werden.

Und selbst die – ungefährdeten Arten – Waldeidechse und Blindschleiche, die eigentlich hohe Bodendeckungsraten bevorzugen, kommen – wie z. B. eine Studie aus dem Drachenfelder Ländchen zeigt – in stark nitrifizierten Staudensäumen (hier allerdings durch übermäßige landwirtschaftliche Düngegaben nitrifiziert!) nicht ständig vor, offensichtlich, weil dort die »weichen« Übergänge »im Kleinen« fehlen.

Literatur

- ANDREN, C., 1982: Effect of prey density on reproduction, foraging and other activities in the adder. – *Amphibia – Reptilia* 3, 81–96.
- BAUER, S.; THIELCKE, G., 1982: Gefährdete Brutvogelarten in der Bundesrepublik Deutschland und im Land Berlin: Bestandsentwicklung, Gefährdungsursachen und Schutzmaßnahmen. – *Die Vogelwarte* 31, 183–391.
- BERTHOLD, P.; FLIEGE, G.; QUERNER, U.; WINKLER, H., 1986: Die Bestandsentwicklung von Kleinvögeln in Mitteleuropa: Analyse von Fangzahlen. – *Journal f. Ornithologie* 127 (4), 397–437.
- BLAB, J., 1985: Zur Machbarkeit von »Natur aus zweiter Hand« und zu einigen Aspekten der Anlage, Gestaltung und Entwicklung von Biotopen aus tierökologischer Sicht. – *Natur u. Landschaft* 60, 136–140.
- BLAB, J.; KUDRNA, O., 1982: Hilfsprogramm für Schmetterlinge. – *Naturschutz Aktuell* 6. Greven: Kilda-Verlag.
- BLAB, J.; NOWAK, E.; TRAUTMANN, W.; SUKOPP, H., 1984: Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. – *Naturschutz Aktuell* 1, 4. Aufl. Greven: Kilda-Verlag.
- GRUSCHWITZ, M., 1985: Status und Schutzproblematik der Würfelnatter (*Natrix tessellata* Laurenti, 1768) in der Bundesrepublik Deutschland. – *Natur u. Landschaft* 60, 353–356.
- HAMPICKE, U., 1988: Extensivierung der Landwirtschaft für den Naturschutz – Ziele, Rahmenbedingungen und Maßnahmen. – *Schr.R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz*, H. 84, 9–35.
- HECKENROTH, H., 1980: Zur Situation des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) in Niedersachsen. – *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspf. Bad.-Württ.* 16, 111–114.
- JOGER, U., 1985: Status und Schutzproblematik der Kreuzotter, *Vipera berus berus* (L.), unter besonderer Berücksichtigung der Situation in Hessen. – *Natur u. Landschaft* 60, 356–359.
- KAULE, G.; ELLENBERG, H., 1985: Ursachen und Folgen der Arten-Dynamik in Mitteleuropa, dargestellt und diskutiert am Beispiel des Saarlandes. – *Verh. Zool. Bot. Ges. Österreich* 123, 175–198.
- LANKA, V., 1975: Variabilität und Biologie der Würfelnatter (*Natrix tessellata*). – *Acta Universitatis Carolinae. Biologica* 1975/1976, 167–207.
- MÜLLER, P., 1976: Arealveränderungen von Amphibien und Reptilien in der BRD. – *Schr.R. Vegetationskde.* 10, 269–293.
- PIELOWSKI, Z., 1962: Untersuchungen über die Ökologie der Kreuzotter. – *Zool. Jb. Syst.* 89, 479–500.
- ROER, H., 1980/81: Zur Bestandsentwicklung einiger Fledermäuse in Mitteleuropa. – *Myotis* 18/19, 60–67.
- UBA (Umweltbundesamt), 1986: Daten zur Umwelt. – Berlin: E. Schmidt Verlag.

Anschrift des Verfassers

Dr. Josef Blab
Bundesforschungsanstalt für Naturschutz
und Landschaftsökologie
Institut für Naturschutz und Tierökologie
Konstantinstr. 110
5300 Bonn 2

Biozönotische Umschichtungen im Grünland durch Düngung*

Von Anselm Kratochwil

Einführung

Als eine der Hauptursachen für den drastischen Rückgang oder gar das Verschwinden zahlreicher Pflanzen- und Tierarten müssen die landwirtschaftlichen Intensivierungsmaßnahmen der letzten Jahrzehnte angeführt werden. Als besonders betroffen gelten extensiv genutzte Standorte, z. B. trockene Kalkmagerrasen, Borstgrasrasen, feuchtes Extensivgrünland. Durch Düngung wurden viele dieser Lebensräume in ertragreiche Wiesen und Weiden überführt.

Die Anzahl der bereits verschollenen und gefährdeten Pflanzen- und Tierarten extensiv genutzten Grünlandes ist beträchtlich. So sind durch landwirtschaftliche Grünlandintensivierung z. B. betroffen:

- ¼ (139) aller Gefäßpflanzenarten,
- ⅓ (30) aller Vogelarten,
- ½ (45) aller Schmetterlingsarten der Roten Liste der BRD (SUKOPP 1980, BAUER und THIELCKE 1982; BLAB und KUDRNA 1982).

Für fast alle in den Roten Listen bearbeiteten Tierartengruppen, die Offenlandstandorte besiedeln, werden als eine der Hauptgefährdungsursachen, auch wenn für sie keine detaillierten Zahlenangaben vorliegen, ebenfalls Intensivierungsmaßnahmen in ehemals extensiv bewirtschaftetem Grünland genannt. Dies gilt z. B. für Wanzen (*Heteroptera*), für ausgewählte Hautflügler-Gruppen (*Hymenoptera Symphyta*: Blatt-, Halm- und Holzwespen; *Hymenoptera Apoidea*: Wildbienen), unter den Macrolepidopteren u. a. für Spinner (*Bombyces*, *Sphinges*), Eulenfalter (*Noctuidae*), Spanner (*Geometridae*), für Netzflügler (*Neuroptera*), für zahlreiche Käferfamilien (*Carabidae*, *Meloidae*, *Chrysomelidae*, Familien der *Rhynchophora*), für Geradflügler (*Orthoptera*) und Spinnen (*Araaneae*); s. Rote Listen in BLAB et al. (1984).

Auch auf der Ebene von Phytozönosen kann der drastische Rückgang extensiv genutzten Grünlandes belegt werden; dies dokumentieren die Roten Listen von Pflanzengesellschaften einzelner Bundesländer (z. B. Schleswig-Holstein, DIERSSEN 1983), aber auch die im Manuskript vorliegende Rote Liste der Pflanzengesellschaften der BRD (BOHN 1986). Über regionale Veränderungen des Pflanzengesellschaftsinventars durch Düngung liegen zahlreiche Analysen vor: der Rückgang von *Mesobromion*-Gesellschaften (ZOLLER et al. 1986), *Calthion*-Gesellschaften (MEISEL und V. HÜBSCHMANN 1976), *Molin*-

nion-Gesellschaften (SCHWABE 1986), *Nardetalia*-Gesellschaften (SCHWABE-BRAUN 1979; HOBOHM und SCHWABE 1985). Ebenso kennen wir Untersuchungen, die den Einfluß der Düngung und der Mahd auf einzelne Tiergruppen zeigen, z. B. auf Tagfalter (ERHARDT 1985), Heuschrecken (THOMAS 1980) und Vögel (REICHHOFF et al. 1979).

In der Regel ist es die drastische Dezimierung in den Artenbeständen nach länger anhaltendem intensiven landwirtschaftlichen Einfluß, die auffällt. Weniger bekannt sind hingegen die schleichenden Prozesse bei nur geringer Düngungsintensität und der damit verbundenen veränderten Bewirtschaftung. Die Frage nach der Umschichtung des Biozönosegefüges in einzelnen Lebensräumen auch bei geringem Düngungseinfluß wird um so aktueller, nachdem neben der von der Landwirtschaft betriebenen »gezielten« Düngung heute in vermehrtem Umfang auch mit Immissionen aus der Luft zu rechnen ist, deren Auswirkungen wir langfristig noch nicht absehen können (ELLENBERG jun. 1983, 1985; s. aber WILMANN 1988).

Aufgrund mehrjähriger Untersuchungen in einem kleinräumigen Vegetationsmosaik verschiedener meso- und eutraphenter Grünlandgesellschaften des Naturschutzgebietes »Taubergießen« (Südliche Oberrheinebene) können wir über einen aktualistischen Vergleich Veränderungen innerhalb des Biozönosegefüges aufzeigen, die bei der Überführung von Halbtrockenrasen (*Mesobrometum*) und Pfeifengraswiesen (*Molinietum*) in Glatthaferwiesen (*Ar-*

rhenatheretum) durch Düngung eingetreten sind (Photo 1 und 2).

Die hier vorgestellten Untersuchungen seien als exemplarisches Beispiel dafür betrachtet, wie selbst geringe Düngergaben und die damit verbundene veränderte Bewirtschaftung schwerwiegende Folgen für die Vegetation und die Fauna haben können.

Folgende Fragen sollen beantwortet werden:

1. Wie verändern sich die Magerrasen nach Düngung in ihrem Arteninventar, in der Vegetationsdeckung, -dichte und -höhe, in ihrer Blühphänologie und Blumdichte?
2. Wie unterscheiden sich die meso- und eutraphenten Pflanzengesellschaften im Zeitpunkt und in der Häufigkeit der Mahd und welche Folgen hat dies für die Vegetationsstruktur?
3. Wie verändert sich das Kleinklima in den einzelnen Beständen nach Düngung?
4. Welche Unterschiede sind im Arteninventar und in der Individuendominanz bei einzelnen Tiergruppen (Wildbienen, Schwebfliegen, Tagfalter, Heuschrecken) in ungedüngten und gedüngten Pflanzengesellschaften festzustellen?
5. Können wir bestimmte Gründe für die Bindung einzelner Tierarten an die jeweiligen Pflanzengesellschaften angeben und was bedingt im einzelnen den Artenwechsel nach Düngung?
6. Wie verändert sich mit der Intensität des menschlichen Einflusses die Biozönose aus Naturschutzsicht?



Photo 1: Halbtrockenrasen (*Mesobrometum*, Subass. von *Cirsium tuberosum*); Frühjahrsaspekt mit dem Hufeisenklee *Hippocrepis comosa* und dem Wundklee *Anthyllis vulneraria*; Mai 1987 (alle Photos vom Verfasser).

* Nach einem Vortrag, gehalten anlässlich der Vortrags- und Diskussionsveranstaltung »Eutrophierung – das gravierendste Problem im Naturschutz?« am 22. 11. 1988 an der Norddeutschen Naturschutzakademie, Hof Möhr, Schneverdingen.

Untersuchungsgebiet

Das Naturschutzgebiet »Taubergießen« liegt ca. 50 km nördlich von Freiburg direkt am Rhein; es ist mit etwa 1600 ha das zweitgrößte Baden-Württembergs. Jenseits der im Überflutungsbereich stockenden Auenwälder befinden sich im Schutz der Hochwasserdämme großflächige Grünlandbereiche. Das nähere, ungefähr 10 ha große Untersuchungsgebiet liegt im südlichen G'schleider auf der Gemarkung Rhinau. Auch in diesem heute vorwiegend als Grünland genutzten Gelände paust sich immer noch der ehemalige Einfluß des Rheins durch: Auf kleinem Raum wechseln die Niveau-Unterschiede der Bodenoberfläche im Zentimeter-Bereich; einstige Auf- und Abtragungsflächen geben dem Gebiet eine wellige Struktur. Diese dadurch bedingten unterschiedlichen, kleinräumig wechselnden Standortverhältnisse ermöglichten nach Rodung der Auenwälder vor etwa 120 Jahren die Ausbildung verschiedener Grünlandgesellschaften. Neben Xerobrometen, Mesobrometen und Molinieten (Photo 1, 2), die durch eine jahrelange Magerwiesennutzung gefördert wurden und mit Ausnahme der Xerobrometen früher die dominierenden Grünlandgesellschaften darstellten, sind es heute die nach Düngung entstandenen ein- und zweischürigen trockenen Arrhenathereten, die das Gebiet prägen. Der große Pflanzenartenreichtum auch dieser Arrhenathereten ist auf Trockenheit (dies belegt das Vorkommen einiger *Festuco-Brometea*-Arten) und auf die geringe Düngungsintensität im Gebiet zurückzuführen; sie ist seit mehreren Jahren wie folgt festgelegt: alle zwei Jahre höchstens 750 kg Thomasmehl/ha mit einem P_2O_5 -Gehalt (Reinnährstoffgehalt) von bis zu 12 % und 200 kg Kalisalz/ha mit einem K_2O -Gehalt (Reinnährstoffgehalt) von bis zu 60 %. Stickstoffhaltige Düngemittel werden seit Jahren nicht mehr verwendet (Mitt. der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege, Freiburg).

Zwischen den Wiesengesellschaften wachsen in tieferen Senken auch Großseggen- und *Phragmites*-Bestände; eingestreute Gebüschgruppen und Einzelbäume geben dem Gebiet ein parkartiges Aussehen. Dieses räumliche und standörtliche Nebeneinander meso- und eutraphenter Gesellschaften bot eine günstige Voraussetzung für einen aktualistischen Vergleich verschiedener Grünlandbiozönos.

Methoden

Erfassung der Vegetation
(homologe Gesellschaften, Arteninventar, Deckung)

Aufgrund des umfangreichen Materials an Vegetationsaufnahmen aus weiten Bereichen des gesamten Naturschutzgebietes (GÖRS 1974; SCHALL und LUTZ 1982; LUTZ 1983, eigene Aufnahmen) konnten über pflanzensoziologische Tabellenarbeit ein-



Photo 2: Pfeifengraswiese (*Cirsio tuberosi-Molinietum*) mit dem Rohr-Pfeifengras *Molinia arundinacea*, umgeben von angrenzenden Schilf-Beständen (*Phragmites communis*); Mitte Juli 1986.

ander homologe (meso-/eutraphente) Grünlandgesellschaften herausgearbeitet werden. Die folgenden vier häufigeren Typen seien, da hierfür auch zoologische Daten vorliegen, näher behandelt:

- Typ 1 *Mesobrometum*, Subass. von *Cirsium tuberosum* (Photo 1),
- Typ 2 *Cirsio tuberosi-Molinietum*, Subass. von *Bromus erectus* (Photo 2),
- Typ 3 *Arrhenatheretum*, Subass. von *Salvia pratensis*, Typische Variante,
- Typ 4 *Arrhenatheretum*, Subass. von *Salvia pratensis*, Variante von *Colchicum autumnale*.

Der Typ 1 kann ceteris paribus durch Düngung in Typ 3, der Typ 2 in Typ 4 überführt werden.

Die im folgenden dargestellten Detailuntersuchungen erfolgten in vier repräsentativen, diesen Typen entsprechenden Dauerbeobachtungsflächen (100 m²) oder in deren unmittelbaren Umgebung (STEFFNY et al. 1984; KRATOCHWIL 1989a).

Erfassung der Vegetationsdichte
mittels eines IR-Lichtmeßgerätes

Das Gerät wurde von Herrn Dipl.-Ing. R. Oppermann entwickelt (OPPERMANN i. Dr.): 110 Leuchtdioden, die auf einer Fläche von 40 × 10 cm verteilt sind, emittieren ein gepulstes IR-Licht (Wellenlänge 950 nm, Frequenz 10 kHz), das von einer Si-Solarzelle in 27 cm Entfernung aufgefangen wird. Die auftreffende Lichtmenge wird in % angegeben und stellt ein Maß für die Vegetationsdichte dar. Die Messungen erfolgten in den einzelnen Vegetationsschichten in 10 cm-Schritten. Die Untersuchungen wurden im Rahmen einer Diplomarbeit (FEDERSCHMIDT 1988) durchgeführt.

Erfassung des Kleinklimas

Über einen Zeitraum von 3 Jahren liegen Angaben über Temperatur und Luftfeuchte aus den Dauerbeobachtungsflächen vor; die Thermohygrographen befanden sich in Wetterhäusern etwa 5 cm über der Bodenoberfläche.

Blühphänologie und Blumendichte

Innerhalb des Zeitraumes von 1983–1987 wurde über die gesamte Vegetationsperiode in den einzelnen Untersuchungsflächen in wöchentlichem Abstand die Blühphänologie aller entomophilen Pflanzenarten erfaßt (zur Methode s. KRATOCHWIL 1983, 1984). Die jeweils festgestellte Blumendichte bezieht sich dabei auf die Anzahl Blüten, Infloreszenzen und Synfloreszenzen in den einzelnen Dauerbeobachtungsflächen zum jeweiligen Beobachtungszeitpunkt. Es liegen derzeit Daten von insgesamt 120 Pflanzenarten vor.

Erfassung der Blütenbesucher- und Heuschrecken-Gemeinschaften

Aufgrund der unterschiedlichen Lebensweise, insbesondere auch ihrer unterschiedlichen Mobilität, kamen bei der Erfassung der ausgewählten Insektengruppen verschiedene Methoden zum Einsatz:

a) In den einzelnen Dauerbeobachtungsflächen der verschiedenen Pflanzengesellschaften wurde auf einer Fläche von jeweils 100 m² die blütenbesuchende Entomofauna mindestens zweimal wöchentlich über die gesamte Vegetationsperiode erfaßt, bei leicht kenntlichen Arten durch Beobachtung, bei schwierigen Gruppen durch Absammeln und anschließende Determination. Angaben über das Verhalten, z. B. Blütenbesuch, wurden mitprotokolliert.

b) Die Erfassung von Blütenbesuchern mit größerer Mobilität (Hummeln, Tagfalter) geschah über die sogenannte Transekt-Methode. Auf normierten Strecken wurden in homogenen Beständen innerhalb eines bestimmten, gut überschaubaren Ausschnittes alle angetroffenen Hummeln und Falter einschließlich ihres jeweiligen Verhaltens protokolliert (zur Methode STEFFNY et al. 1984).

c) Eine besonders genaue Methode kam zur Anwendung, um die Pollensammel-Habitate verschiedener Hummelarten (*Bombus terrestris*, *B. lucorum*, *B. lapidarius*) zu erfassen.

darius) festzustellen. Hierbei erfolgte eine Analyse des Corbicularpollens individuell markierter Arbeiterinnen von Hummelvölkern, die in künstlichen Nestern im Untersuchungsgebiet gehalten wurden. Nach den bevorzugten Sammelpflanzen konnte auf die besuchten Pflanzengesellschaften rückgeschlossen werden (KRATOCHWIL und KOHL 1988; KOHL 1989).

d) Die Erfassung der Heuschrecken geschah im wesentlichen durch Fangen der Imagines mit dem sogenannten Isolationsquadrat (Grundfläche 2 m²), durch Keschern der Larven und Imagines in den Dauerbeobachtungsflächen und durch die Zählung akustisch erfaßter Heuschrecken nach der Transekt-Methode (FEDERSCHMIDT 1988).

Ergebnisse und Diskussion

Vegetationsveränderungen

Gesellschaftsvergleich

Das vorliegende Aufnahmematerial aus Bereichen des gesamten Naturschutzgebietes läßt jeweils einander homologe Gesellschaften auf ungedüngten und gedüngten Flächen erkennen (s. o.). Entscheidend ist hier der unterschiedliche Wasserhaushalt der Böden. Das *Mesobrometum*, Subass. von *Cirsium tuberosum*, und das daraus durch Düngung hervorgegangene *Arrhenatheretum salvietosum*, Typische Variante, wachsen auf einer Kalk-Paternia, das *Cirsio tuberosi-Molinietum*, Subass. von *Bromus erectus*, und das *Arrhenatheretum salvietosum*, Variante von *Colchicum autumnale*, auf einem Gley bzw. Gleypaternia-Standort.

Veränderungen im Arteninventar

Das Vegetationsschema in Abbildung 1 faßt die wesentlichen Unterschiede der ungedüngten und gedüngten Gesellschaften aus Bereichen des gesamten Naturschutzgebietes zusammen. Die Differentialarten-Gruppen 1–3 sind durch Arten charakterisiert, die den gedüngten Beständen fehlen (s. auch Tabelle 1, Photo 3 und das Titelbild). Die Arten der Gruppe 2 vermitteln zwischen dem *Mesobrometum* und *Molinietum*; auch handelt es sich hier um durch Wechsellrockenheit geförderte Arten. Die meisten Arten der Gruppe 3 reagieren darüber hinaus empfindlich gegenüber einem länger andauernden angespannten Wasserhaushalt, sie fehlen deshalb im *Mesobrometum*. Die Arten der Gruppen 5 und 6 kommen in nicht oder schwach gedüngten Beständen vor, in vielen Fällen handelt es sich auch um konkurrenzschwache Arten. Die Vertreter der Gruppen 7–10 treten in gedüngten Beständen auf, bei denen der Gruppe 7 handelt es sich häufig um Wechsellrockenheitszeiger. Die Arten der Gruppe 8 und 10 haben einen Schwerpunkt in gedüngten Beständen, das Vorkommen der Arten der Gruppe 9 und 10 in den Mesobrometen und Molinieten zeigt bereits eine Störung des Nährstoffhaushaltes in diesen Beständen an.

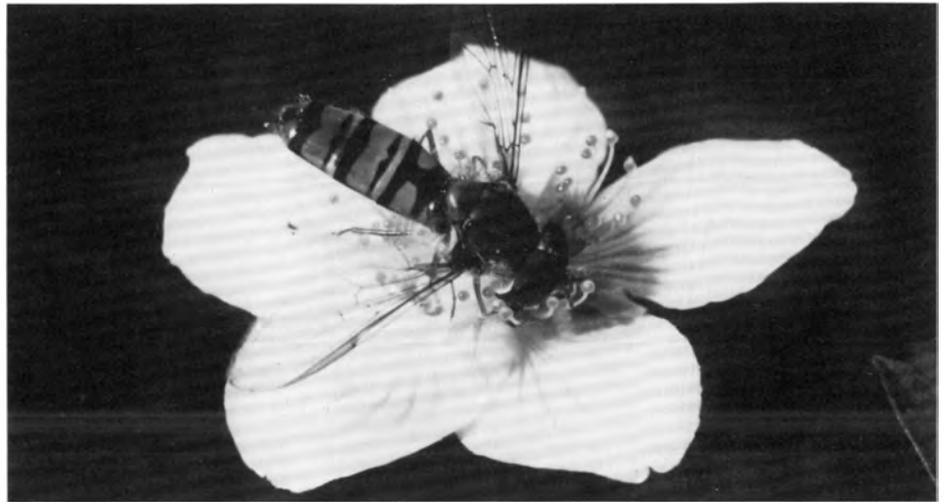


Photo 3: Das Herzblatt *Parnassia palustris* kommt im Gebiet häufig im *Cirsio tuberosi-Molinietum* vor. Diese Art erträgt ebenfalls eine Düngung nicht. An der Blüte nimmt die Schwebfliege *Episyrrhus balteatus* Nektar auf, Sept. 1985.

Veränderung in der Artenzahl

Die mittlere Artenzahl ist beim *Molinietum* und *Arrhenatheretum salvietosum*, Variante von *Colchicum autumnale*, mit 43 Arten am höchsten, beim *Arrhenatheretum salvietosum*, Typische Variante, mit 37 Arten am niedrigsten (Tabelle 1). Ein Mittelwertvergleich über den t-Test (0,05 %-Niveau) ergibt bei den hier untersuchten Gesellschaften keine statistisch signifikanten Unterschiede in den mittleren Artenzahlen. Dies dokumentiert den noch geringen Einfluß der Düngung auf die Artendiversität dieser Gesellschaften im Gebiet.

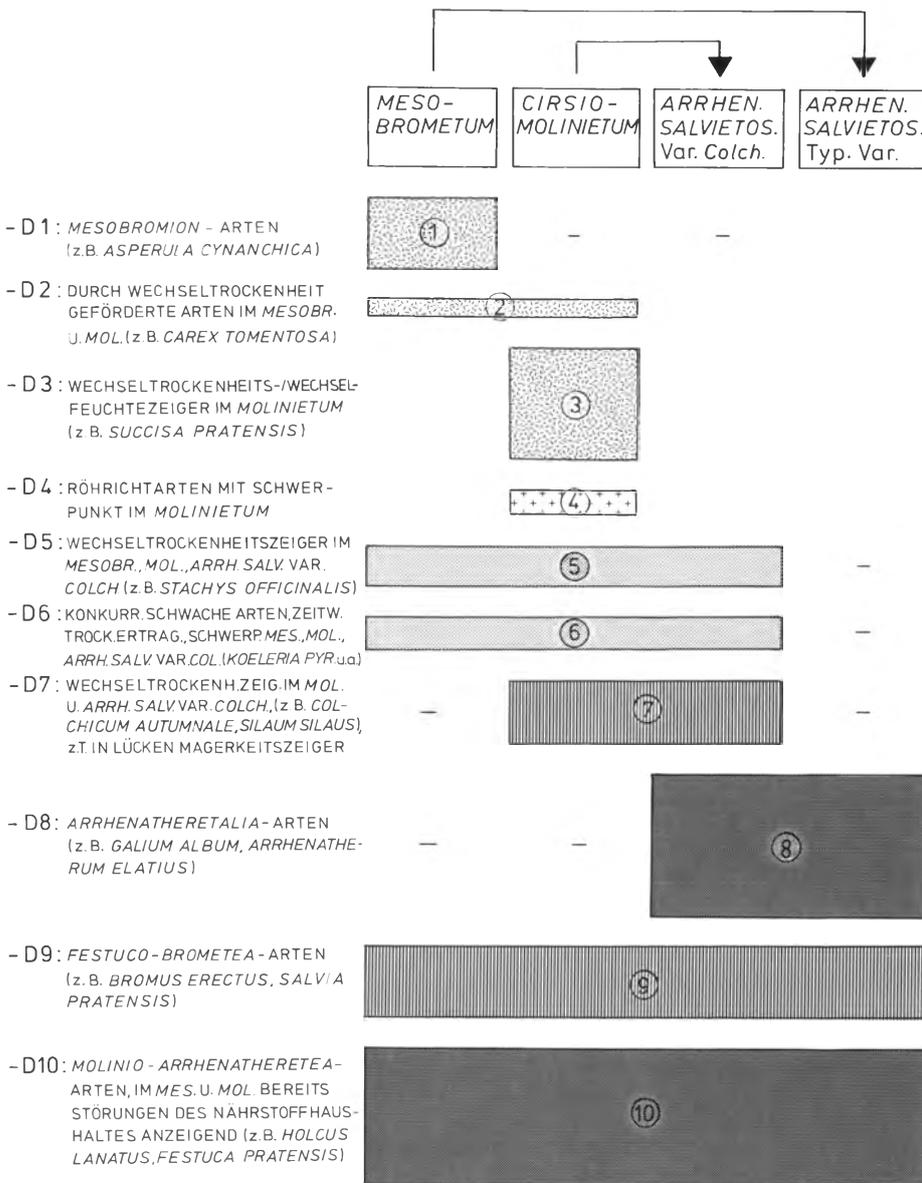
Veränderungen in der Dominanzstruktur

Auch wenn sich die ungedüngten und gedüngten Gesellschaften in der mittleren Ar-

tenzahl gleichen, so ist bei den gedüngten Gesellschaften, legen wir alle vorhandenen Aufnahmen aus weiten Bereichen des Naturschutzgebietes zugrunde (insbes. SCHALL und LUTZ 1982), eine deutliche Zunahme von Arten mit höherer Deckung zu verzeichnen. Die Veränderung der Dominanzstruktur verläuft in den einzelnen Artengruppen (Abbildung 1) sehr unterschiedlich. Die allgemeine Zunahme ist um so höher zu bewerten, als zahlreiche Arten der Gruppen 1–6 (Abbildung 1) in den Magerrasen eine höhere Deckung besitzen, nach einer Überführung in ein *Arrhenatheretum* entweder ganz verschwinden oder deutlich in ihrer Deckung abnehmen (für das *Mesobrometum* z. B. *Thymus pulegioides*, *Hippocrepis comosa*; für das *Molinietum* z. B. *Carex tomentosa*, *Deschampsia cespitosa*). Die Überführung

Tab. 1: Ausschnitt aus der pflanzensoziologischen Tabelle Gruppe 1–3 von Abbildung 1

	MESO-BROMETUM	CIRSIO-MOLINIETUM	ARRHEN. SALVIETOS. Var. Colch.	ARRHEN. SALVIETOS Typ. Var.
ANZAHL AUFNAHMEN	10	9	14	9
MITTLERE ARTENZAHL	41	43	43	37
ANZAHL ROTE-LISTE-ARTEN	9	12	5	1
①				
* <i>Thymus pulegioides</i>	V		+	I
** <i>Orchis ustulata</i>	II	I		
<i>Helianthemum num. obscurum</i>	II	I		
<i>Hippocrepis comosa</i>	V		+	
<i>Dianthus carthusianorum</i>	V		+	
<i>Plantago lanc. sphaerostachya</i>	V			
<i>Asperula cynanchica</i>	III			
<i>Anthyllis vulneraria</i>	II			
* <i>Euphorbia seguierana</i>	II			
②				
* <i>Tetragonolobus maritimus</i>	II	IV	+	
* <i>Carex tomentosa</i>	II	II		
③				
* <i>Parnassia palustris</i>	+	II		
* <i>Epipactis palustris</i>	+	II		
<i>Gymnadenia conopsea</i>	+	II		
** <i>Ophrys sphegodes</i>	+	I		
** <i>Equisetum x trachyodon</i>	+	I		
<i>Succisa pratensis</i>		IV	I	
* <i>Selinum carvifolia</i>		I	+	
<i>Molinia arundinacea</i>		IV		
* <i>Ophrys apifera</i>		II		
<i>Potentilla erecta</i>		II		
<i>Viola hirta</i>		II		
<i>Solidago virgaurea</i>		I		
* <i>Ophioglossum vulgatum</i>		I		
<i>Galium boreale</i>		I		



UND SONSTIGE

Abb. 1: Schema zur pflanzensoziologischen Tabelle der untersuchten Grünlandgesellschaften im Naturschutzgebiet »Taubergießen«; zusammengestellt nach SCHALL und LUTZ 1982 und eigenen Aufnahmen. D = Differentialarten-Gruppen im Gebiet; D 1–3: in gedüngten Beständen fehlend; D 5, 6: in nicht oder schwach gedüngten Beständen vorkommend; D 7, 9: auch in gedüngten Beständen vorkommend; D 8, 10: mit Schwerpunkt in gedüngten Beständen.

des *Molinietum* in ein *Arrhenatheretum salvietosum*, Variante von *Colchicum*, führt zu einer deutlichen Zunahme der Artmächtigkeitsklassen 2m und 2a, bei der des *Mesobrometum* in ein *Arrhenatheretum salvietosum*, Typische Variante, zu einer Zunahme der Klassen 1 und 2b (SCHALL und LUTZ 1982, unpubl. Tabellenmaterial).

Die im folgenden dargestellten Ergebnisse wurden im Rahmen der Detailuntersuchungen in den repräsentativen Dauerbeobachtungsflächen gewonnen.

Veränderungen in der Vegetationshöhe und -dichte

Die einzelnen Gesellschaften zeigen eine unterschiedliche Vegetationshöhe und eine unterschiedliche Verteilung der Vegetationsdichte in den einzelnen Straten der Krautschicht (Abbildung 2). Innerhalb ei-

ner Gesellschaft verändern sich Höhe und Dichte der Vegetation im Laufe der Vegetationsperiode in spezifischer Weise; je nach Zeitpunkt der Mahd bildet sich diese Schichtung wieder neu aus.

– Vergleich *Mesobrometum* / *Arrhenatheretum salvietosum*, Typische Variante

Bei einer Überführung des *Mesobrometum* in ein *Arrhenatheretum* verändert sich die Vegetationshöhe um ca. 30 cm und vor allem die Vegetationsdichte in allen Straten der Krautschicht deutlich (Abbildung 2). Der stufige Aufbau der Straten ist beim *Mesobrometum* deutlicher ausgeprägt, der Kurvenverlauf entspricht einer Exponentialfunktion; beim *Arrhenatheretum* liegt in der Regel ein sigmoider Kurvenverlauf vor, wobei eine deutliche Abnahme der Vegetationsdichte erst nach Überschreiten des Wendepunktes eintritt. Mit der Überführung verändern sich auch der

Mahdtermin und der Mahdrhythmus. Während das *Mesobrometum* im näheren Untersuchungsgebiet der Dauerbeobachtungsflächen aufgrund seiner geringen Produktivität nicht alle Jahre gemäht wird, dann in der Regel auch erst ab Juli, findet eine Mahd alljährlich im *Arrhenatheretum* im Juni statt. Auch dies bedingt einschneidende Veränderungen in der Vegetationsstruktur im Jahresverlauf. Um so gravierender müssen die Auswirkungen bei zwei bis dreischürigen *Arrhenathereten* in der »normalen« Intensivlandschaft sein.

– Vergleich *Molinietum* / *Arrhenatheretum salvietosum*, Variante von *Colchicum autumnale*

Auch hier verändert sich bei der Überführung die Vegetationshöhe um ca. 30 cm und in einem noch größeren Umfang die Vegetationsdichte (Abbildung 2). Durch diese Erhöhung der Vegetationsdichte kommt es zu einer Nivellierung des stufigen Schichtenaufbaus, der zumindest in der ersten Jahreshälfte für das *Molinietum* typisch ist. Das *Molinietum* wird im Gebiet frühestens Ende August, das *Arrhenatheretum salvietosum*, Variante von *Colchicum*, Mitte Juni und Mitte bis Ende August gemäht. Diese zeitliche Verschiebung des Mahdtermins, aber auch die Zweischürigkeit des *Arrhenatheretum*, führen zu einer beträchtlichen Veränderung der Vegetationsstruktur im Jahresverlauf.

Veränderungen im Mikroklima

Das Mikroklima wird in den einzelnen Gesellschaften im wesentlichen durch die Vegetationsstruktur, aber auch durch das Kleinrelief und den Wasserhaushalt geprägt. Da sich die Meßelemente über die gesamte Vegetationsperiode unverändert in ca. 10–30 cm Höhe über dem Boden befinden, ist die Vegetationsstruktur ein wichtiger, die Lufttemperatur und -feuchte in diesem Bereich beeinflussender Faktor.

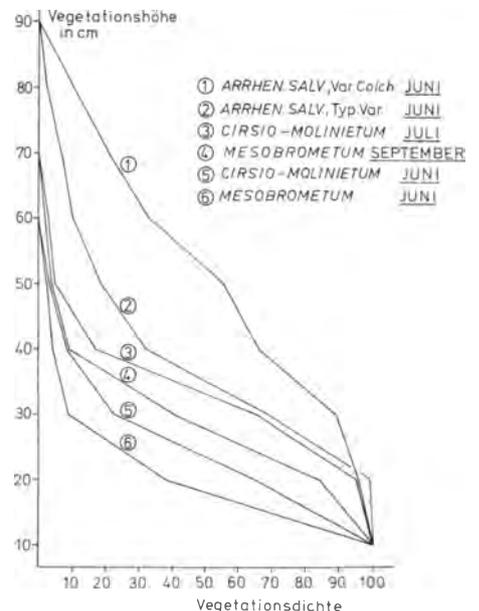


Abb. 2: Die Vegetationshöhe und -dichte der untersuchten Grünlandgesellschaften zu verschiedenen Zeitpunkten im Jahresverlauf.

Ohne Mahdeinfluß liegen die Tagesmaxima und -minima der Temperatur beim *Mesobrometum* um ca. 1 °C höher, beim *Molinietum* – hier nur die Tagesmaxima – um ca. 1 °C niedriger als im *Arrhenatheretum*, das im Jahresgang der Temperatur zwischen den beiden ungedüngten Gesellschaften liegt. Gegenüber dem *Mesobrometum* haben das *Molinietum* und das *Arrhenatheretum* eine um durchschnittlich 10–15 % höhere Luftfeuchte in der Krautschicht. Die Überführung der Magerrasengesellschaften bewirkt demnach eine »mikroklimatische Nivellierung« im Tagesgang von Temperatur und Luftfeuchte in der Krautschicht.

Als weiterer wichtiger Faktor muß der Einfluß des Windes mitberücksichtigt werden. An Tagen mit Windstille wird in Gesellschaften mit niedriger Krautschicht bei höherer Sonnenstrahlung eine höhere Temperatur erreicht als bei solchen, wo der Wind einen Wärmeluftstau verhindert. In Gesellschaften mit höherer Krautschicht ist die Wirkung des Windes in den untersten Bereichen der Krautschicht wesentlich geringer, entsprechend auch sein Einfluß auf die Temperatur. Zusammen mit der höheren Luftfeuchte hat die höhere Vegetationsdichte eine ausgleichende Wirkung auf den tageszeitlichen Temperaturgang.

Einen besonderen Einfluß auf das Mikroklima der Gesellschaften übt die Mahd aus, die Auswirkungen sind gesellschaftsspezifisch und vom Zeitpunkt des Eingriffs abhängig. Sie hat beim *Mesobrometum* (Mahd im Juli) und *Molinietum* (Mahd Ende August/Anfang September) auf den mikroklimatischen Jahresgang geringere Auswirkungen als im ein- bzw. zweischürigen *Arrhenatheretum* (Mahd im Juni und August).

Zusammenfassend ist festzustellen, daß im Vergleich zu den ungedüngten Gesellschaften die gedüngten ein tageszeitlich ausgeglicheneres Mikroklima besitzen, jahreszeitlich jedoch durch die Mahd starke Veränderungen im Mikroklima der Krautschicht zeigen.

Veränderungen in der Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten und in der Blumendichte

Eine für die spätere Beurteilung von Veränderungen in den Blütenbesucher-Gemeinschaften wichtige Frage behandelt die Unterschiede der einzelnen Gesellschaften in der Anzahl dort vorkommender blühender entomophiler Pflanzenarten und in der Blumendichte. Bei der Überführung des *Mesobrometum* in ein *Arrhenatheretum* kommt es zu einer deutlichen Abnahme in der Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten. In der Blumendichte sind die Unterschiede nicht sehr groß, ähnlich den Ergebnissen im Vergleich der mittleren Deckungsgrade. Dennoch fällt auf, daß eine Art, die in beiden Gesellschaften vorkommt, trotz gleicher Deckung in sehr unterschiedlicher Blumendichte auftreten kann. Interessant ist hierbei, daß unter die-

sen die *Festuco-Brometea*-Arten im *Mesobrometum* eine höhere Blumendichte haben als im *Arrhenatheretum* (z. B. *Sanguisorba minor*, *Scabiosa columbaria*) umgekehrt *Molinio-Arrhenatheretea*-Arten eine höhere Dichte im *Arrhenatheretum* (z. B. *Centaurea jacea*, *Lathyrus pratensis*). Dieses Ergebnis zeigt, daß auch hier Veränderungen in der Blumendichte auftreten, diese jedoch derzeit nur bei einer Differenzierung nach soziologischen Gruppen nachzuweisen sind.

Eine Abnahme in der Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten ist bei der Überführung des *Molinietum* nicht festzustellen, doch besitzt das *Arrhenatheretum salvietosum*, Variante von *Colchicum*, eine deutlich höhere Anzahl von Arten mit größerer Floreszenzzahl als das *Molinietum*.

Veränderungen in der Blühphänologie

Allen untersuchten Gesellschaften ist eine für sie typische Blühphänologie eigen, die einerseits durch die natürliche Abfolge der Blühzeiten der sie aufbauenden Arten, andererseits aber auch durch anthropogene Einflüsse (z. B. die Mahd) bestimmt wird (KRATOCHWIL 1989a).

– Vergleich *Mesobrometum* / *Arrhenatheretum salvietosum*, Typische Variante

Bei einer Überführung eines *Mesobrometum* in ein *Arrhenatheretum* verändert sich die Blühphänologie besonders in den Monaten Mai und Juni. Es verschwinden einerseits die das *Mesobrometum* im Mai und Juni blühphänologisch charakterisierenden Magerrasen-Arten völlig, wodurch die Anzahl der zu diesem Zeitpunkt blühenden Arten stark vermindert wird, andererseits kommt es durch die Vorverlagerung des Mahdtermins im *Arrhenatheretum* auf Anfang bis Mitte Juni, an dem zuvor das *Mesobrometum* die höchste Anzahl blühender entomophiler Arten im Jahresverlauf besaß, jetzt zu einer deutlichen Verringerung des Blumenangebotes. Die Veränderungen in der zweiten Jahreshälfte sind gering.

– Vergleich *Molinietum* / *Arrhenatheretum salvietosum*, Variante von *Colchicum autumnale*

Die für das *Molinietum* typische, über den Zeitraum Juni und Juli reichende kontinuierliche Blühfolge wird im *Arrhenatheretum* Mitte Juni durch die Mahd unterbrochen, so daß im Gegensatz zum *Molinietum*, das durch hohe Floreszenzzahlen im Juli charakterisiert ist, im *Arrhenatheretum* ein zweites, jedoch nur kurzes Blühmaximum Ende Juli/Anfang August vor dem zweiten Schnitt erreicht wird.

Die Ergebnisse zeigen, daß es mit der Überführung der Gesellschaften zu erheblichen Veränderungen in der Blühphänologie kommt. Dies beruht einerseits auf Verschiebungen im Arteninventar, andererseits ist es die Folge des veränderten Mahdzeitpunktes und Mahdrhythmus.

Veränderungen im Arealtypen-Spektrum

Das *Mesobrometum* besitzt mit 41 % den höchsten Anteil an submediterranean Arten von den vier untersuchten Pflanzengesellschaften. Mit der Überführung des *Mesobrometum* in ein *Arrhenatheretum* kommt es zu einer Abnahme des Anteils submediterranean Arten um 11 % und einer Zunahme europäisch-eurosibirisch verbreiteter Arten um 12 %. Das *Molinietum* und das *Arrhenatheretum salvietosum*, Variante von *Colchicum*, haben ein weitgehend identisches Arealtypen-Spektrum.

Veränderungen im Naturschutzwert

Bei allen hier untersuchten Pflanzengesellschaften handelt es sich um solche, die in Baden-Württemberg und auch in der gesamten BRD gefährdet sind; dies gilt auch für das *Arrhenatheretum salvietosum*.

Eine unter Naturschutz Gesichtspunkten wichtige Zielartengruppe (KRATOCHWIL 1989b) umfaßt im Untersuchungsgebiet alle stenöken Magerrasen-Arten, im Falle des *Mesobrometum* viele submediterranean Arten, im *Molinietum* bestimmte dort typische europäisch-eurosibirisch verbreitete Arten. Die Erhaltung dieser Standortsspezialisten ist in den Glatthaferwiesen nicht möglich.

Veränderungen im Tierartenbestand

Wildbienen (Hymenoptera Apoidea)

Veränderungen im Arteninventar und mögliche Ursachen

Von den insgesamt 87 Wildbienenarten, die in den vier untersuchten Pflanzengesellschaften nachgewiesen werden konnten, kommen 27 Arten in höheren Individuenzahlen vor, so daß sie zu einem Vergleich herangezogen werden können. Die Tabelle 2 faßt diese Arten nach ihrem Stenotopiegrad und Schwerpunkt vorkommen zusammen. Hierbei lassen sich grob drei Gruppen unterscheiden:

- Arten der untersuchten ungedüngten Wiesen (1–3, bedingt 4, 7, 10)
- Arten der untersuchten gedüngten Wiesen (6, 8, 9, bedingt 4, 5)
- indifferente Arten (11, 12).

Die Ursachen für die Bindung der einzelnen Arten an diese Gesellschaften sind z. T. sehr verschieden, auch wirken oft mehrere Faktoren zusammen. Im folgenden seien an einigen Beispielen Gründe für die Veränderungen des Arteninventars bei der Überführung der Magerrasen durch Düngung genannt.

– Nistplatzangebot

Für die im Boden nistenden Wildbienen-Arten spielen u. a. der Bodentyp, die Dichte der darüber wachsenden Vegetation, die Exposition und das Mikroklima eine wichtige Rolle. Das *Mesobrometum* besitzt durch seine lückige Vegetationsstruktur sehr günstige Voraussetzungen für Bo-



Photo 4: Die Sandbiene *Andrena falsifica* sammelt vorwiegend Pollen an Fingerkräutern (z. B. am Frühlings-Fingerkraut *Potentilla tabernaemontani*). Durch Aufdüngung verschwindet ihre Vorzugspflanze, darüber hinaus erhöht sich die Vegetationsdeckung und offene Bodenstellen, die diese im Boden nistende Bienenart benötigt, überwachsen. Ende April 1987.

Tab. 2: Die dominanten Wildbienen-Arten der untersuchten Grünlandgesellschaften, gegliedert nach Schwerpunktvorkommen und Stenotopiegrad; AZ = Artenzahl, RL = Anzahl Rote-Liste-Arten.

AZ / RL	54 6	46 7	45 4	42 6
	MESOBROMETUM	CIRSIO-MOLINIETUM	ARRHENATHER. SALVIETOSUM VAR. COLCHICUM	ARRHENATHER. SALVIETOSUM TYP. VARIANTE
①	<i>Lasioglossum albipes</i> <i>L. morio</i> <i>Nomada</i> <i>Sphecodes</i>	—	—	—
②	<i>Lasioglossum leucozonium</i> <i>Lasioglossum pauxillum</i> <i>Lasioglossum villosulum</i> <i>Lasioglossum zonulum</i>	—	—	—
③	—	<i>Andrena falsifica</i> <i>Hylaeus</i>	—	—
④	<i>Andrena</i> <i>Lasioglossum</i>	—	<i>ovatula</i> <i>calceatum</i>	—
⑤	—	<i>Halictus simplex</i> , <i>H. tumulorum</i>	—	—
⑥	—	—	<i>Andrena nitidiuscula</i> <i>A. cineraria</i> <i>A. humilis</i>	—
⑦	<i>Bombus</i> <i>Lasioglossum</i>	—	—	<i>humilis interruptum</i>
⑧	—	—	<i>Bombus terrestris</i> <i>Bombus lucorum</i> <i>Bombus lapidarius</i>	—
⑨	—	—	—	<i>Andrena viridescens</i> <i>A. minutuloides</i>
⑩	<i>Halictus maculatus</i> <i>Halictus major</i> <i>Lasioclossum politum</i>	—	—	<i>H. maculatus</i> <i>H. major</i> <i>L. politum</i>
⑪	<i>A. flavipes</i>	—	<i>Andrena flavipes</i>	—
⑫	<i>Bombus pascuorum</i> <i>Bombus sylvarum</i>	—	—	—

dennister. Ihr Anteil ist dort auch besonders hoch, für viele Arten, die im *Mesobrometum* auftraten, liegen Nistnachweise vor. Mit der Überführung des *Mesobrometum* in ein *Arrhenatheretum* wird dieses Nistplatzangebot reduziert. Dies zeigt sich auch daran, daß Kuckucksbienen der Gattungen *Nomada* (Wespenbienen) und *Sphecodes* (Blutbienen), die selbst keine Brut versorgen, sondern ihre Eier in die Nester von spezifischen Wirtsbienen der Gattungen *Andrena* (Sandbienen) und *Halictus/Lasioglossum* (Furchenbienen) legen, in den untersuchten Gesellschaften nur im *Mesobrometum* auftraten (Tabelle 2).

Das Vorkommen der zahlreichen *Hylaeus* (Maskenbienen)-Arten im *Moliniatum* hat u. a. ebenfalls seinen Grund in spezifischen Nistgewohnheiten. Es handelt sich bei ihnen zumeist um Pflanzenstengel-Nister. Der späte Mahdtermin, das Vorkommen bestimmter höherer Stauden und zahlreicher dickstengelliger Poaceen-Arten begünstigt dort ihr Vorkommen.

– Anwesenheit bestimmter Nektar- und Pollenpflanzen

Ein typisches Beispiel für das spezifische Vorkommen einer Wildbienen-Art aufgrund der Anwesenheit einer Vorzugspflanze ist die Sandbiene *Andrena falsifica* (Photo 4). Diese Art sammelt bevorzugt an Arten der Gattung *Potentilla*, im *Cirsio-Moliniatum* an *Potentilla erecta*. Wenn durch eine Überführung des *Cirsio-Moliniatum* in ein *Arrhenatheretum* die *Potentilla erecta* verschwindet, kann auch diese Sandbienen-Art dort nicht überleben. Ein hoher Prozentsatz unserer Wildbienen besitzt Blütenbesuchspräferenzen (KRATOCHWIL 1988).

– Mahdtermin

Ein weiterer wichtiger Faktor, der das Vorkommen bestimmter Wildbienen-Arten stark beeinflusst, ist die Mahd. Für die Arten der Gruppe 1–3 (Tabelle 2) liegt der Mahdzeitpunkt in den *Arrhenathereten* Mitte Juni genau in ihrer Hauptaktivitätszeit (Abbildung 3A). Da die meisten Kleinbienen-Arten nur einen geringen Aktionsradius um ihr Nest besitzen, fallen nach einer großflächigen Mahd Nektar- und Pollenquellen über einen längeren Zeitraum aus. Für Arten mit höherer Nahrungsspezifität und z. T. nur geringer jahreszeitlicher Flugaktivität ist dieser Eingriff besonders schwerwiegend (Photo 5). Die Arten der gedüngten Wiesen entgehen einer Mahd dadurch, daß präadaptiv ihre Hauptaktivitätszeit entweder vor der ersten oder zweiten Mahd liegt, oder in den Mahdrhythmus eingepaßt ist (Abbildung 3B).

Im Vergleich zu zahlreichen Wildbienen-Arten sind Hummeln dadurch, daß sie großräumiger ausweichen können, von dem Faktor Mahd unabhängiger, aber auch bei dieser Tiergruppe zeigt es sich bei näherer Analyse, daß sich nicht alle Hummelarten gleich verhalten. Während *Bombus pascuorum* und *B. sylvarum* aufgrund ihrer Sammelstrategie leicht auf andere nicht oder noch nicht gemähte Pflanzengesellschaften überwechseln können,

reagieren andere Arten (*B. lapidarius*, *B. lucorum*, *B. terrestris*; s.u.) wesentlich empfindlicher.

– Blumendichte

Die Transektuntersuchungen an Hummeln, aber auch die Analyse des von einzelnen Arbeiterinnen in ihre Nester eingebrachten Pollens belegt, daß den Glatthaferwiesen als Sammelhabitat für Hummeln eine größere Bedeutung zukommt als den Magerrasen (Tabelle 2). Besondere Präferenzen zeigen hierbei die Arten *Bombus lapidarius*, *B. lucorum* und *B. terrestris*. Für sie ist nicht eine hohe Diversität blühender Pflanzenarten in einer Pflanzengesellschaft entscheidend, sondern die Dominanz einzelner weniger, von ihnen gut nutzbarer Pollen- und Nektarpflanzen, z. B. *Trifolium pratense*, *Trifolium repens*, *Vicia cracca*, *Lathyrus pratensis*, *Lotus corniculatus*.

Insgesamt ist festzustellen, daß die Überführung von *Mesobrometum* und *Molinietum* in ein *Arrhenatheretum salvietosum* das Vorkommen einer arten- und individuenreichen Hummelgemeinschaft fördert (s. ausführlich in STEFFNY et al. 1984; KRATOCHWIL 1987, 1989a; KOHL 1988; KRATOCHWIL und KOHL 1988).

Änderungen in der Dominanzstruktur

Soziale Bienenarten zeichnen sich aufgrund der gebildeten Arbeiterinnen-Generation(en) durch wesentlich höhere Individuenzahlen aus als solitär lebende Arten. Das Verhältnis solitäre zu sozialen Arten stellt deshalb ein gutes Maß für die Dominanzstruktur der jeweiligen Zönose dar. In den gedüngten Gesellschaften kommen im Vergleich zu den ungedüngten mehr soziale Arten vor. Da Pollen, in gewissem Umfang auch Nektar, zu einem limitierenden Faktor werden kann, ist bei der Zunahme von Arten mit höheren Individuenzahlen bei gleicher Ressourcennutzung und gleichem Ressourcenangebot mit einer Erhöhung des Konkurrenzdruckes auf individuenarme, in der Regel solitäre und häufig nahrungsspezifische Arten zu rechnen.

Veränderungen im Arealtypen-Spektrum

Analog zu den Verhältnissen bei der Vegetation besitzt auch das *Mesobrometum* mit 24 % den höchsten Anteil an submediterranen Arten. Die Aufdüngung eines *Mesobrometum* führt auch hier zu einer »arealgeographischen Umschichtung« mit einer Abnahme des submediterranen (um 6 %) und einer Zunahme des europäisch-eurosibirischen Elementes (um 7 %). Bei der Überführung des *Molinietum* in ein *Arrhenatheretum* tritt hingegen keine Veränderung im Arealtypen-Spektrum ein.

Veränderung im Naturschutzwert

Insgesamt ist eine deutliche Abnahme in der Wildbienen-Artenzahl (12 Arten) im Untersuchungsgebiet nur bei der Überführung des *Mesobrometum* in ein *Arrhenatheretum* festzustellen, hinsichtlich der Anzahl Rote-Liste-Arten sind die Unterschiede allgemein gering. Dies liegt u.a.

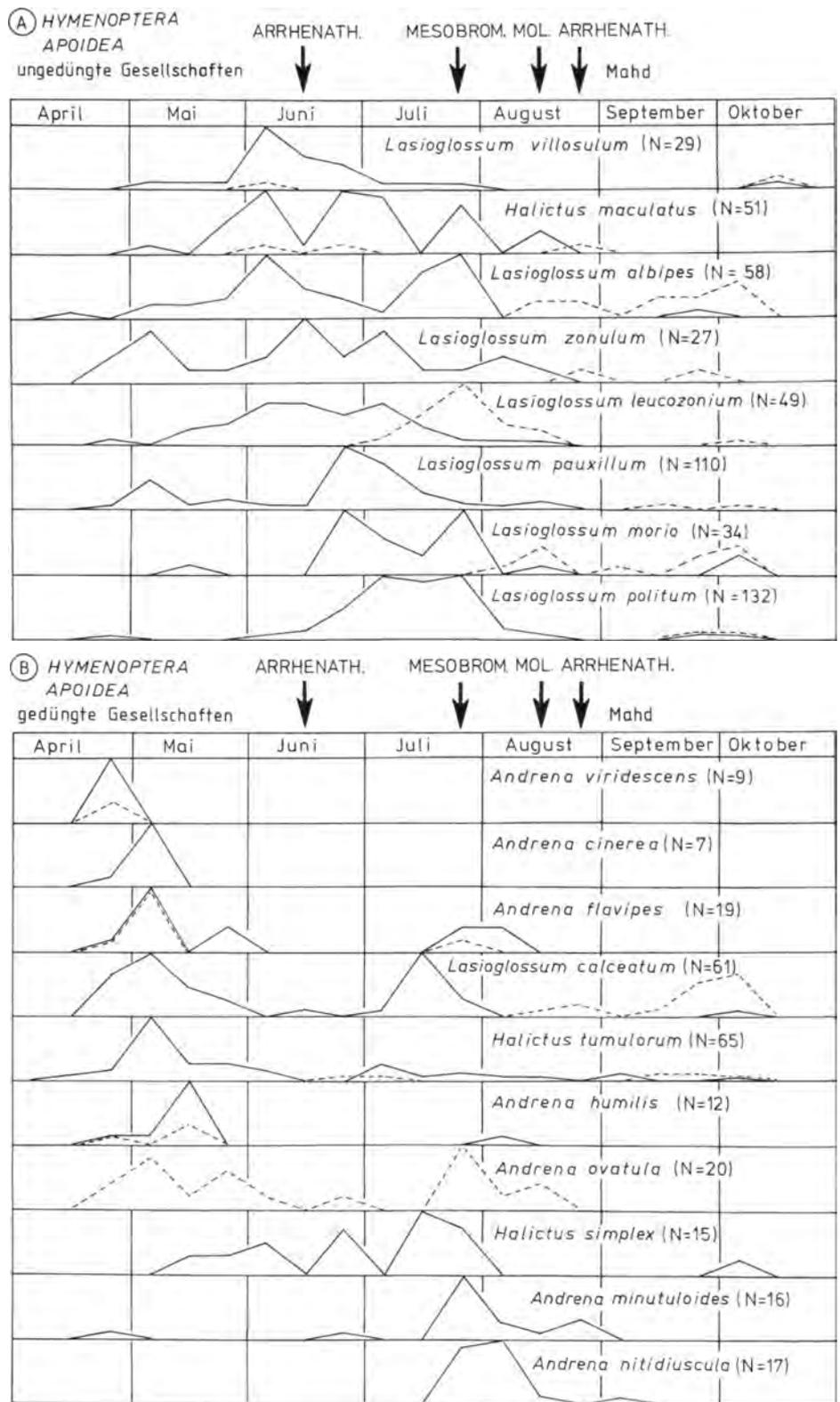


Abb. 3: Aktivitätsphänologien verschiedener im Gebiet häufiger Wildbienen-Arten. A: Arten mit einem Schwerpunkt in den Magerrasen (s. Tabelle 2, Gruppe 1 und 2); B: Arten mit einem Schwerpunkt in den Glatthaferwiesen (s. Tabelle 2, Gruppe 5–7, 9–11). Ausgezogene Linie: Weibchen und Arbeiterinnen; gebrochene Linie: Männchen.

auch an der kleinräumigen Mosaikstruktur des Gebietes. Eine differenzierte Analyse im Vorkommen der Rote-Liste-Arten zeigt jedoch, daß *Mesobrometum* und *Molinietum* besonders durch stenotope Rote-Liste-Arten charakterisiert sind, die den Arrhenathereten fehlen. Fast alle dort vorkommenden Rote-Liste-Arten treten hingegen auch im *Mesobrometum* und *Molinietum* auf. Die unter Naturschutzge-

sichtspunkten im Untersuchungsgebiet wichtige Zielartengruppe (KRATOCHWIL 1989b) sollte die stenotopen Standortspezialisten, die im *Mesobrometum* besonders dem submediterranen Faunenelement angehören, im *Molinietum* dem europäisch-eurosibirischen, umfassen. Ihre Erhaltung ist in den Arrhenathereten nicht gewährleistet. Die Hummeln gehören jedoch nicht zu der Zielartengruppe,

die in Mesobrometen und Molinieten zu fördern ist (KRATOCHWIL und KOHL 1988).

Die Magerrasen werden im wesentlichen von standortsspezifischen, biotopeigenen Arten bestimmt, die Glatthaferwiesen hingegen sind in ihrer Artenzusammensetzung stark durch zufliegende Arten der Umgebung geprägt.

Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae)

Veränderungen im Arteninventar und mögliche Ursachen

In den vier Pflanzengesellschaften konnten von SCHANOWSKI (1985), auf dessen Untersuchungen im wesentlichen die hier vorgestellten Ergebnisse basieren, 48 Syrphidenarten festgestellt werden. Die 22 in höherer Individuenzahl vorkommenden Arten sind in Tabelle 3 nach Stenotopiegrad und Schwerpunktorkommen aufgelistet. Analog zu den Verhältnissen bei den Wildbienen können auch hier drei Gruppen voneinander unterschieden werden:

- a) Arten der untersuchten ungedüngten Wiesen (1–3, bedingt 4 und 6)
- b) Arten der untersuchten gedüngten Wiesen (5, 7, bedingt 1)
- c) indifferente Arten (8).

Im Gegensatz zu den apoiden Hymenopteren ist eine Analyse der Biotopbindung aus zwei Gründen schwieriger: Zum einen besitzen Syrphiden im Larvalstadium häufig eine sehr spezifische Lebensweise (aquatisch, terrestrisch, phytophag, zoophag, saprophag), somit leben viele von ihnen im Larvalstadium nicht in den untersuchten Grünlandgesellschaften. Zum anderen haben viele Arten im Adultstadium die Fähigkeit, große Ortswechsel durchführen zu können. Im folgenden seien einige Gründe für die Veränderungen im Arteninventar durch Düngung von Magerrasen angeführt.

– Änderungen in den Larvalhabitaten

Auch wenn in den meisten Fällen keine Aussage darüber getroffen werden kann, ob die in den Untersuchungsflächen erfaßten Arten dort auch im Larvenstadium leben, ist dennoch über das prozentuale Vorkommen der verschiedenen, nach Larval-

Tab. 3: Die dominanten Schwebfliegen-Arten der untersuchten Grünlandgesellschaften, gegliedert nach Schwerpunktorkommen und Stenotopiegrad; AZ = Artenzahl

AZ	MESOBROMETUM	CIRSIO-MOLINIETUM	ARRHENATHER. SALVIETOSUM VAR. COLCHICUM	ARRHENATHER. SALVIETOSUM TYP. VARIANTE
①	<i>Paragus tibialis</i> <i>Chrysogaster macquarti</i> <i>Microdon latifrons</i> <i>Syrpitta pipiens</i>	—	—	—
②	<i>Sphaerophoria menthastris</i> ♂♂	—	—	—
③	—	<i>Eumerus tuberculatus</i> <i>Neoascia dispar</i> <i>Platycheirus clypeatus</i> <i>Platycheirus fulviventris</i>	—	—
④	—	<i>Eoeristalis arbustorum</i>	—	—
⑤	—	—	<i>Orthonevra brevicornis</i> <i>Syrphus vitripennis</i> <i>Eristalis tenax</i>	—
⑥	<i>Pipizella pipizella</i>	—	—	<i>virens varipes</i>
⑦	—	—	—	<i>Myathropa florea</i> <i>Platycheirus angustatus</i>
⑧	<i>Episyrphus balteatus</i> <i>Melanostoma mellinum</i> <i>Metasyrphus corollae</i> <i>Scaeva pyrastris</i> <i>Sphaerophoria scripta</i> ♂♂ <i>Sphaerophoria</i> ♀♀			



Photo 5: Ein Schmalbienen-Weibchen von *LasioGLOSSUM leucozonium* sammelt Pollen auf einem Blütenstand des Kleinen Mausöhrchens *Hieracium pilosella*. *LasioGLOSSUM leucozonium* ist in Baden-Württemberg zwar weit verbreitet, die durch Düngung hervorgerufenen Veränderungen erträgt dieser Blütenbesucher jedoch nicht. Besonders gravierend wirkt sich die Abnahme offener Niststellen durch Zunahme der Vegetationsdeckung und die Vorverlagerung des Mahdtermins in seine Hauptaktivitätszeit aus. Hinzu kommt, daß diese Art gelbblühende Compositen bevorzugt besammelt. *Hieracium pilosella* ist eine Magerrasen-Art, die eine Düngung nicht erträgt. Anfang Juni 1987.

lebensweise differenzierten Gruppen eine ökologische Charakterisierung der einzelnen Syrphidengemeinschaften möglich. Eine Überführung von Mesobrometen und Molinieten in Arrhenathereten führt:

- a) zu einer Abnahme der im Larvalstadium phytophag lebenden Arten;
- b) zu einem völligen Verschwinden saprophag in Bienen-, Wespen- oder Ameisennestern lebender Arten. Auch hier spiegelt sich das reduzierte Nistplatzangebot der Wirte wider;
- c) zu einer Abnahme von Arten des *Mesobrometum*, die im Larvenstadium saprophag terrestrisch (an sich zersetzendem Pflanzenmaterial) leben;
- d) zu einer Zunahme von Arten mit saprophag aquatischer Lebensweise, die mit Sicherheit nicht ihr Larvalhabitat in den Grünlandgesellschaften haben. Bei diesen handelt es sich um Arten, die im Imaginalstadium z. T. sehr große Ortswechsel durchführen können.

– Veränderungen im Mikroklima

Für viele Syrphidenarten, dabei besonders für die präferenten Arten, spielt das Mikroklima eine wichtige Rolle. So nimmt an heißen Tagen im Tagesverlauf mit steigender Temperatur und abnehmender Luftfeuchte die Flugaktivität der Syrphiden deutlich ab (SCHANOWSKI 1985). Eine Veränderung der Vegetationsstruktur und damit auch des Kleinklimas, z. B. durch Mahd, führt für viele Syrphidenarten zu ungünstigen klimatischen Bedingungen.

– Verändertes Nahrungspflanzen-Spektrum der Imagines

Analog zu den Wildbienen gibt es auch bei den Schwebfliegen zahlreiche Arten, die bestimmte Pflanzenarten, aber auch solche einer bestimmten Blumenfarbe oder eines bestimmten Blumentyps bevorzugen (KRATOCHWIL 1987). Eine Veränderung im Pflanzenarten-Spektrum führt deshalb gleichzeitig zu einem Artenwechsel bei den Syrphiden. Der prozentuale Anteil von Nahrungsspezialisten ist in den Magerrasen höher als in den untersuchten Glatthaferwiesen.

– Veränderungen in der Blumendichte der Pflanzengesellschaften

Auch unter den Syrphiden kennen wir einige Arten, die sich wie die oben erwähnten Hummelarten blumenstet verhalten können. So bevorzugt *Eristalis tenax* Glatthaferwiesen im Gebiet, da ihre Sammelstrategie analog zu den oben erwähnten Hummelarten das Vorherrschen bestimmter Blumentypen in hoher Dichte voraussetzt (KRATOCHWIL 1987).

– Mahdtermin

Auch für die Syrphiden können Zusammenhänge zwischen Standortspräferenz, Hauptaktivitätszeit und pflanzengesellschaftsspezifische Mahdtermine nachgewiesen werden. Die Ergebnisse gleichen denen, die bei den Wildbienen vorgestellt wurden. Die Arten der ungedüngten Wiesen haben ihre Hauptaktivitätszeit in der Regel zu einem Zeitpunkt, an welchem die Glatthaferwiesen gemäht werden. Da sie

Tab. 4: Die dominanten Tagfalter der untersuchten Grünlandgesellschaften, gegliedert nach Schwerpunktorkommen und Stenotopiegrad; AZ = Artenzahl, RL = Anzahl Rote-Liste-Arten

	AZ/RL 31 4	23 3	16 0	20 2
	MESOBROMETUM	CIRSIO - MOLINIETUM	ARRHENATHER. SALVIETOSUM VAR. COLCHICUM	ARRHENATHER. SALVIETOSUM TYP. VARIANTE
①	<i>Aricia agestis</i> <i>Clossiana dia</i> <i>Lysandra coridon</i> <i>L. bellargus</i> <i>Pyrgus serratulae</i> <i>Thymelicus sylvestris</i>	— — — — —	— — — —	— — — —
②	—	<i>Minois dryas</i> <i>Melanargia galathea</i> <i>Ochlodes venatus</i>	— — —	— — —
③	—	<i>Maculinea nausithous</i> <i>M. telejus</i>	—	—
④	—	—	<i>Polyommatus icarus</i> <i>Cynthia cardui</i>	—
⑤	<i>Zygaena Colias australis</i>	— —	<i>filipendulae</i> <i>/hyale</i>	— —
	—	—	<i>Leptidia sinapis</i>	—
⑥	—	—	—	<i>Anthocharis cardamines</i> <i>Cupido minimus</i>
⑦	<i>Hesperia Maniola Coenonympha</i>	— — —	<i>comma jurtina pamphilus</i>	—
⑧	<i>Aphantopus hyperanthus</i>	—	—	<i>A. hyperanthus</i>
⑨	<i>Artogeia napi</i>	—	—	—

sehr standortsspezifisch sind und auch nur über einen geringen Aktionsraum verfügen, können sie einer Mahd nicht ausweichen. Die Arten der Glatthaferwiesen sind dagegen entweder an den Mahdrhythmus angepaßt, oder es handelt sich um Arten, die großräumige Ortswechsel durchführen können.

Änderungen in der Dominanzstruktur

Mit der Überführung der Magerrasen in gedüngte Grünlandgesellschaften ändert sich die Dominanzstruktur der Syrphiden-Gemeinschaft. Die Anzahl der selteneren stenöken Arten nimmt gegenüber den euryöken, in höheren Individuenzahlen vorkommenden Arten ab.

Veränderungen im Naturschutzwert

Eine deutliche Abnahme in den Syrphiden-Artenzahlen (8 Arten) ist analog zu den Wildbienen nur bei der Überführung des *Mesobrometum* in ein *Arrhenatheretum* nachzuweisen. Wie bei den Wildbienen ist die Syrphiden-Gemeinschaft der Mager-

rasen durch eine Vielzahl standortsspezifischer und dort biotopeigener Arten gekennzeichnet, die in den Glatthaferwiesen keine geeigneten Lebensbedingungen mehr finden. Bei einer Überführung durch Düngung kommt es zu einer deutlichen Abnahme dieser standortsspezifischen Arten (z. B. der Gattungen *Eumerus*, *Cheilosia*, *Chrysotoxum*), die unter Naturschutzgesichtspunkten als Zielartengruppe einzustufen sind, hingegen zu einer Zunahme von meist euryöken Arten, die große Ortswechsel durchführen können und häufig als Zuflieger die Glatthaferwiesen aufsuchen.

Tagfalter i. w. S. (*Rhopalocera*, *Hesperidae*, *Zygaenidae*)

Veränderungen im Arteninventar und mögliche Ursachen

In den vier Gesellschaften treten insgesamt 45 Arten auf. Die 23 häufigeren sind in Tabelle 4 zusammengefaßt. Nach Stenotopiegrad und Schwerpunktorkommen sind folgende Gruppen zu unterscheiden:

- a) Arten der untersuchten ungedüngten Wiesen (1–3, bedingt 5)
- b) Arten der untersuchten gedüngten Wiesen (4–6)
- c) indifferente Arten (7–9).

Viele Tagfalter reagieren besonders empfindlich auf eine Düngung. Eine typische Magerrasenart ist z. B. der Skabiosen-Scheckenfalter *Euphydryas aurinia*. Er tritt nur in trockenen und feuchten Magerrasen auf, im Wirtschaftsgrünland mittlerer Standorte fehlt die Art. Es gibt Populationen in Mesobrometen, hier lebt die Art im Raupenstadium an *Scabiosa columbaria*, und ferner solche im *Molinietum* an *Succisa pratensis*. Im *Arrhenatheretum*, wo mit *Knautia arvensis* ebenfalls eine Dipsacacee als potentielle Raupenfutterpflanze auftritt, kommt *Euphydryas aurinia* nicht vor (KRATOCHWIL 1987).

Die Ursachen für Veränderungen im Arteninventar sind sehr vielschichtig, im folgenden seien einige wenige Beispiele genannt.

- Ausfallen spezifischer Larvalfutterpflanzen

Im *Mesobrometum* lebt z. B. *Aricia agestis* als Larve spezifisch an *Helianthemum nummularium*, *Lysandra coridon* und *L. bellargus* an *Hippocrepis comosa*. Mit der Düngung verschwinden diese Larvalpflanzen und auch die an sie im Larvenstadium gebundenen Tagfalterarten.

- Anwesenheit von Ameisennestern

Die im *Molinietum* des Untersuchungsgebietes vorkommenden Bläulingsarten *Maculinea nausithous* und *M. telejus* (Photo 6) benötigen neben ihrer Larvalfutterpflanze *Sanguisorba officinalis* auch Ameisennester, in denen die Raupen obligatorisch eine bestimmte Zeitspanne leben. Der Rückgang solcher Nester durch Düngung wurde bereits bei den in Ameisennestern lebenden Syrphidenarten besprochen.

- Anwesenheit einer bestimmten lückigen Vegetationsstruktur

Die Weibchen zahlreicher Schmetterlingsarten müssen, insbesondere wenn die Arten sehr spezifische Larvalfutterpflanzen besitzen, zur Eiablage auch die jeweiligen Pflanzenarten und dabei häufig auch ganz bestimmte Teile der Pflanze erreichen können. Mit zunehmender Vegetationsdichte wird dies für die Falter zunehmend schwieriger (WEIDEMANN 1986). Auch bestimmte Schlafplätze, z. B. für *Lysandra coridon* *Bromus erectus*-Halme, müssen gut erreichbar sein; auch dürfen nicht andere Halme oder Stengel an den ruhenden Faltern stoßen. Für *Lysandra coridon* sind solche Schlafplätze wichtige Lebensraum-Requisiten (STEFFNY et al. 1984).

- Nektarpflanzen der Falter, Rendezvous-Plätze

Bei bestimmten Pflanzenarten spielen die Blütenfarbe und der Blumentyp eine besondere Rolle. So besuchen im Untersuchungsgebiet *Melanargia galathea* und *Zygaena filipendulae* fast ausschließlich blau-rotviolette Körbchen- oder Köpfchenblumen, bei *Zygaena filipendulae* werden diese gleichzeitig als Rendezvous- und Schlafplätze genutzt.

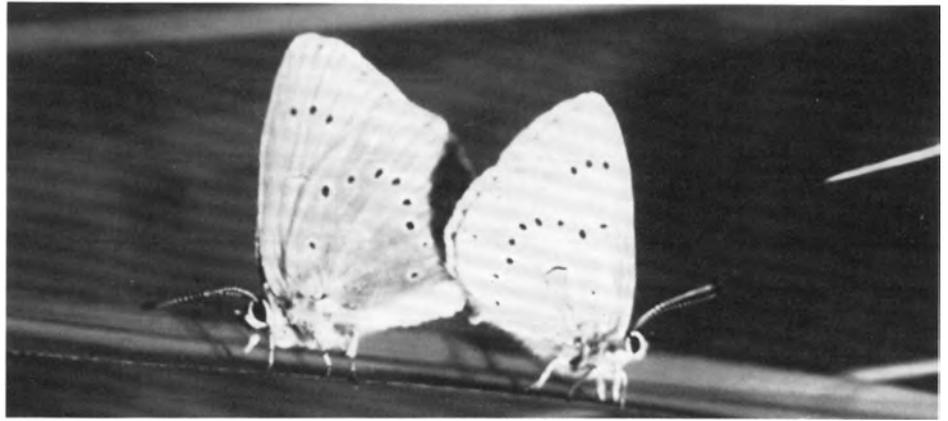


Photo 6: Der große Moorbläuling *Maculinea telejus* gehört zu den »Ameisen-Bläulingen«. Die Larven leben zunächst an den Blütenknospen des Großen Wiesenknopfes *Sanguisorba officinalis*, später ernähren sie sich obligat in Ameisennestern. Anfang August 1986.

- Einfluß der Mahd

Gemähte Flächen bleiben etwa 3–4 Wochen von Faltern nahezu unbesiedelt. Die Vorverlagerung des Mahdtermins und die Zweischürigkeit sind die wesentlichen Faktoren für die deutliche Abnahme der Artenzahlen in den Glatthaferwiesen (STEFFNY et al. 1984).

Neben diesen genannten Faktoren hat eine besondere Bedeutung aber auch das Mikro- und Mesoklima (sowohl für die Larven als auch für die Falter), aber auch zahlreiche Kleinstrukturen (offene Bodenstellen, Steine u. a.) können eine wichtige Rolle spielen (WEIDEMANN 1986).

Veränderung in der Dominanzstruktur

Analog zu den anderen untersuchten Tiergruppen kommen auch bei den Tagfaltern in den Glatthaferwiesen die Arten mit den höchsten Dominanzwerten bei verringerter Artenzahl vor.

Veränderung im Arealtypen-Spektrum

Wie bereits für die Vegetation und die Wildbienen nachgewiesen, verändert sich auch bei den Tagfaltern mit der Überführung des *Mesobrometum* in ein *Arrhenatheretum* das Arealtypen-Spektrum. Der Anteil der submediterranen Arten nimmt um 11 % ab, der des europäisch-eurosibirischen Elementes um denselben Prozentsatz zu. Bei der Überführung des *Molinietum* treten nur geringfügige Veränderungen auf.

Änderungen im Naturschutzwert

Mit der Düngung der Magerrasen ist es zu einer deutlichen Abnahme in den Artenzahlen der Tagfalter gekommen, gleiches gilt auch für die Anzahl der Rote-Liste-Arten. Im *Arrhenatheretum salvietosum*, Variante von *Colchicum*, tritt keine einzige Rote-Liste-Art mehr auf. Analog zu den Verhältnissen bei den übrigen Blütenbesuchern werden besonders die gefährdeten Standortsspezialisten durch die Düngung der Magerrasen verdrängt. Die für die Mesobrometen typischen submediterranen Arten und die an feuchte Magerrasen

adaptierten europäisch-eurosibirisch verbreiteten Arten können in Glatthaferwiesen nicht überleben.

Heuschrecken (*Saltatoria*)

Veränderungen im Arteninventar und mögliche Ursachen

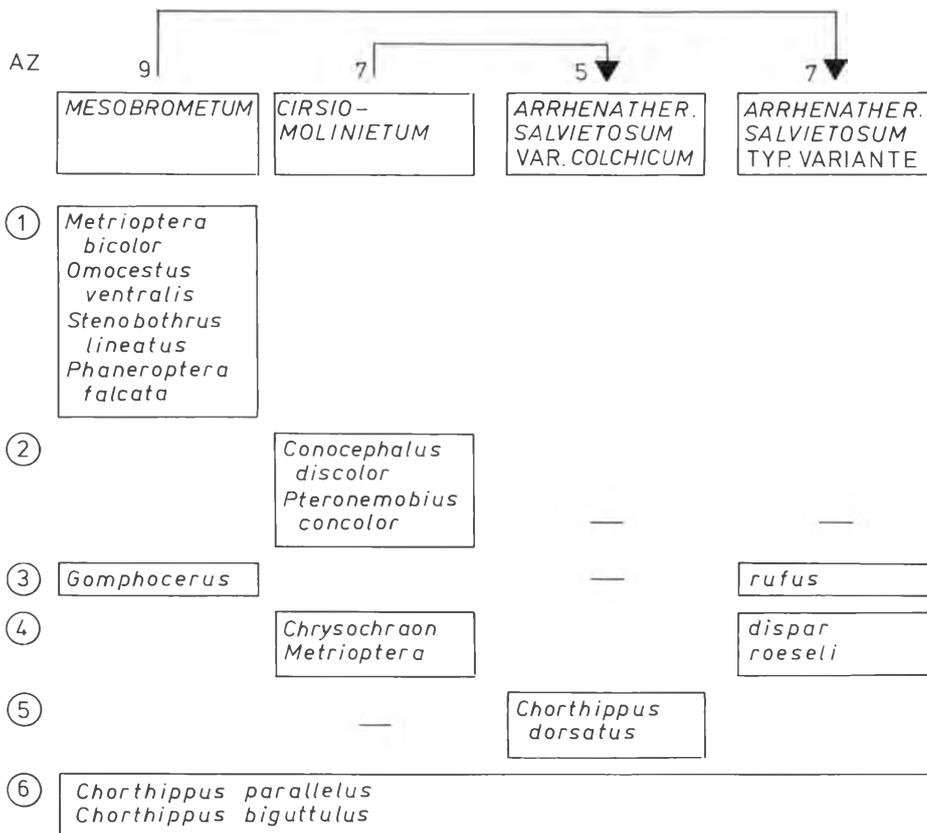
In den vier untersuchten Pflanzengesellschaften konnte FEDERSCHMIDT (1988) insgesamt zwölf Heuschreckenarten feststellen. Nach Schwerpunkt vorkommen und Stenotopiegrad sind zu unterscheiden (Tabelle 5):

- a) Arten der untersuchten ungedüngten Wiesen (1, 2, bedingt 3 und 4)
- b) Arten der untersuchten gedüngten Wiesen (5, bedingt 3 und 4)
- c) indifferente Arten (6).

Folgende Ursachen liegen dem Artenwechsel bei Düngung der Magerrasen u. a. zugrunde:

- Veränderungen in der Vegetationsstruktur und im Kleinklima

Omocestus ventralis und *Stenobothrus lineatus* haben ihren Verbreitungsschwerpunkt an trockenen Standorten mit einer Vegetationshöhe von höchstens 30 cm bei geringer Vegetationsdichte. Mit der Überführung des *Mesobrometum* in ein *Arrhenatheretum* nimmt die Temperatur im Bestand ab, die Luftfeuchte erhöht sich, beruhend auf der Zunahme von Vegetationshöhe und -dichte. Die beiden Heuschreckenarten können bei solchen Veränderungen nicht überleben. An eine höhere Trockenheit ist auch *Metriopectera bicolor* angepaßt. Veränderungen des Kleinklimas sind auch für den Rückgang der nur an feuchten Stellen vorkommenden Sumpfgrippe *Pteronemobius concolor* verantwortlich zu machen. Interessant ist das Vorkommen von *Metriopectera roeseli* und *Chrysochraon dispar*, die aufgrund ihres höheren Luftfeuchtebedarfs das *Molinietum* bevorzugen. Sie kommen aber auch in dem einschürigen *Arrhenatheretum salvietosum*, Typische Variante, vor, und haben demnach durch Düngung der Mesobrometen an Lebensraum gewonnen (Erniedrigung der Temperatur, Erhöhung der Luftfeuchte). In zweischürigen *Arrhenathereten* können sie hingegen nicht überleben.



Tab. 5: Die dominanten Heuschreckenarten der untersuchten Grünlandgesellschaften, gegliedert nach Schwerpunktorkommen und Stenotopiegrad; AZ = Artenzahl

– Ausfall des Eiablagesubstrats

Die Weibchen von *Conocephalus discolor* legen ihre Eier in die Blattscheiden von Cyperaceen ab, die nach einer Aufdüngung der Molinieten stark zurückgeben.

– Einfluß der Mahd

Der Zeitpunkt der Mahd, aber auch ihre Häufigkeit im Jahresverlauf, haben einen entscheidenden Einfluß auf die Bestandsstruktur der Heuschreckengemeinschaft. Eine zweimalige Mahd, wie sie nach der Überführung des *Molinietum* in ein *Arrhenatheretum salvietosum*, Variante von *Colchicum*, immer durchgeführt wird, bewirkt eine deutliche Verarmung. Da die meisten Arten erst in der zweiten Jahreshälfte ihre Hauptaktivitätszeit haben, reduziert eine zweite oder späte Mahd deutlich die Bestände. Betroffen sind hierbei alle Arten, die eine höhere und dichtere Vegetation und das durch sie hervorgerufene Mikroklima benötigen (z. B. *Metriopectera roeseli*, *Gomphocerus rufus* (Photo 7), *Chrysochraon dispar*). Natürlich profitieren auch einige Arten von einer Mahd, die niedrigwüchsige Vegetation bevorzugen und sich stark vermehren können (z. B. *Chorthippus parallelus*).

Veränderungen im Naturschutzwert

Mit der Überführung der Magerrasen durch Düngung in Glatthaferwiesen kommt es zu einer Abnahme der Artenzahl und zu einem deutlichen Rückgang bestimmter Standortsspezialisten. Im Untersuchungsgebiet ist durch Düngung besonders die submediterrane verbreitete

Sumpfgrippe *Pteronemobius concolor* gefährdet, das einzige aus neuerer Zeit in der BRD bestätigte Vorkommen dieser vom Aussterben bedrohten Art!

Düngung und Naturschutz

Unsere Untersuchungen haben gezeigt, daß es auch bei einem recht geringen Intensivierungseinfluß zu erheblichen Veränderungen im Biozönosegefüge kommt. Innerhalb der Vegetation sind u. a. festzustellen:

- ein deutlicher Rückgang von typischen Magerrasen-Arten, darunter zahlreichen Rote-Liste-Arten,
- eine Zunahme der Vegetationsdekkung, -höhe und -dichte,



Photo 7: Die Keulenschrecke *Gomphocerus rufus* fehlt in den zweischürigen Glatthaferwiesen. Der späte zweite Mahdtermin fällt mit ihrer Hauptaktivitätszeit zusammen. *Gomphocerus rufus* profitiert von einer extensiven Magerrasennutzung und erreicht hohe Populationsdichten in den verbrachten Trockenrasen des Untersuchungsgebietes. Mitte September 1982.

- eine Abnahme in der Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten in Korrelation mit der Zunahme der Blumdichte einiger weniger Arten,
- eine Abnahme der Strukturdiversität,
- eine über die gesamte Vegetationsperiode betrachtet deutliche Nivellierung des Kleinklimas: geringere Temperatur, höhere Luftfeuchte gegenüber den Trockenrasen, höhere Temperatur, geringere Luftfeuchte gegenüber den Pfeifengraswiesen,
- zeitweise starke Raumstruktur- und Kleinklima-Schwankungen durch eine frühere und häufigere Mahd und den durch Düngung bedingten schnellen Zuwachs.

Von folgenden Vegetations- und Standortveränderungen sind die untersuchten Tiergruppen besonders betroffen:

- verändertes Pflanzenarten-Spektrum,
- Abnahme der pflanzlichen Strukturdiversität,
- Abnahme der Lückigkeit der Vegetation am Boden,
- Zunahme der Vegetationsdichte u. -höhe,
- verändertes Kleinklima,
- Vorverlagerung des Mahdtermins und die Mehrschürigkeit.

Veränderungen im Tierarten-Inventar sind bei bestimmten Tiergruppen auch dann festzustellen, wenn wie im hier gezeigten Beispiel in unmittelbarer Umgebung nicht intensiviertere Lebensräume angrenzen. Sie müssen in solchen Gebieten noch gravierender sein, wo dieser Kontakt nicht besteht. Die untersuchten Magerrasen sind durch besonders typische, biotopeigene Arten gekennzeichnet, der Grad der Verflechtung innerhalb der dortigen Biozönose ist hoch. Bei den meisten dieser Standortsspezialisten handelt es sich um Arten, die bei uns allgemein gefährdet sind und häufig in der Roten Liste angeführt werden. Die gedüngten Gesellschaften weisen hingegen eine geringere Eigenständigkeit in der Zusammensetzung der untersuchten Zoozönosen auf, ihr Artengefüge wird bei der Tierwelt besonders von der Umgebung beeinflusst. Die dort vorkommenden Arten sind in der Regel nicht gefährdet.

Eine Biozönose reagiert sehr fein auf veränderte Umweltbedingungen. Im Falle des durch Düngung hervorgerufenen Artenwechsels muß berücksichtigt bleiben, daß solche Prozesse einerseits nach begonnener, zunächst geringer Intensivierung sehr schnell ablaufen können (nicht linear zur Intensität, sondern exponentiell nach Überschreiten eines kritischen Wertes), andererseits auch weitgehend irreversibel sein können.

Es muß ein dringendes Ziel sein, Düngungsmaßnahmen in Gebieten, die aus Naturschutzsicht wertvoll sind, auch in deren unmittelbaren Umgebung völlig einzustellen. Für eine mögliche düngende Wirkung von N-Immissionen auf die Magerasen im Untersuchungsgebiet gibt es (noch) keine Anhaltspunkte.

Zusammenfassung

Über einen aktualistischen Vergleich lassen sich durch geringe Düngungsintensität hervorgerufene Veränderungen im Biozönosegefüge bei der Überführung von Halbtrockenrasen (*Mesobrometum*) und Pfeifengraswiesen (*Cirsio-Molinietum*) in Glatthaferwiesen (*Arrhenatheretum salviotosum*) im Naturschutzgebiet »Taubergießen« (Südliche Oberrheinebene) nachweisen.

Für die Vegetation werden u. a. folgende Veränderungen aufgezeigt: Arteninventar, Artenzahl, Vegetationsdeckung, Vegetationshöhe, Vegetationsdichte, Anzahl entomophiler Pflanzenarten, Blühphänologie, Blumendichte, Mahdzeitpunkt, Mahdhäufigkeit, Arealtypen-Spektrum. Ferner wird das Kleinklima ungedüngter und gedüngter Gesellschaften verglichen.

Die untersuchten Tiergruppen umfassen die Wildbienen (*Hymenoptera Apoidea*), Schwebfliegen (*Diptera, Syrphidae*), Tagfalter (*Rhopalocera, Hesperidae, Zygaenidae*) und Heuschrecken (*Orthoptera, Saltatoria*). Für diese Zootaxozönosen werden u. a. folgende Veränderungen diskutiert: Arteninventar, Ursachen für den Artenwechsel (Bindung der Larvalstadien, Standortsspezifität der Imagines, Nahrungspräferenzen, Mobilität, Einfluß der Mahd u. a.), Dominanzstruktur und Arealtypen-Spektrum.

Die Untersuchungen zeigen, daß sich bereits bei einer geringen landwirtschaftlichen Intensivierung die Zönosen deutlich verändern. Konsequenzen für den Naturschutz werden diskutiert.

Summary

The present study investigates some of the changes in animal and plant community structure which occur when mesoxerophytic grasslands (*Mesobrometum*) and molinia meadows (*Cirsio-Molinietum*) are converted into oatgrass meadows (*Arrhenatheretum salviotosum*) by the application of fertilizer. The study site is within the 'Taubergießen' nature reserve in SW Germany.

The following vegetational and habitat pa-

rameters were considered: inventory of species, species numbers, percentage of European/Eurosiberian and Submediterranean species, vegetation cover, height of vegetation, vegetation density, number of entomogamic plant species, flower phenology, flower density, time of mowing in the year and number of cuts, microclimatic conditions (air temperature and humidity).

The analysis of the fauna is restricted to the bees (*Hymenoptera Apoidea*), hoverflies (*Diptera, Syrphidae*), butterflies (*Rhopalocera, Hesperidae*), burnets (*Zygaenidae*), grasshoppers and crickets (*Orthoptera, Saltatoria*). For these taxocoenoses the following parameters are considered: inventory of species present, linkages to the habitat (habitat preferences of larval and adult stage, food specialization, mobility, influence of mowing etc.), dominance structure of coenosis and percentage of European/Eurosiberian and Submediterranean species.

The results indicate that even low levels of agriculture, such as light fertilization and early mowing with two or more cuts per year, cause considerable changes to the community structure of the studied biocoenosis. The findings are discussed in relation to conservation strategy.

Literatur

- BAUER, S.; THIELCKE, G., 1982: Gefährdete Brutvogelarten in der Bundesrepublik Deutschland und im Land Berlin. Bestandsentwicklung, Gefährdungsursachen und Schutzmaßnahmen. – Vogelwarte 31, 183–391.
- BLAB, J.; KUDRNA, O., 1982: Hilfsprogramm für Schmetterlinge. – Naturschutz Aktuell 6, 135 S., Greven.
- BLAB, J.; NOWAK, E.; TRAUTMANN, W.; SUKOPP, H., 1984: Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. 270 S., Greven.
- BOHN, U., 1986: Konzept und Richtlinien zur Erarbeitung einer Roten Liste der Pflanzengesellschaften der Bundesrepublik und West-Berlins. – Schr.Reihe f. Veg.Kde. 18, 41–48.
- DIERSSEN, K., 1983: Rote Liste von Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. – Schr.R. Landesamt Nat.Sch. Landschaftspf. 6, 159 S., Kiel.
- ELLENBERG, H. JUN., 1983: Gefährdung wildlebender Pflanzenarten in der Bundesrepublik Deutschland. Versuch einer ökologischen Betrachtung. – Forstarchiv 54 (4), 127–133.
- 1985: Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß von Düngung und Immissionen. – Schweiz. Z. Forstw. 136, 19–39.
- ERHARDT, A., 1985: Diurnal *Lepidoptera*: sensitive indicators of cultivated and abandoned grassland. – J. Appl. Ecol. 22, 849–861.
- FEDERSCHMIDT, A., 1988: Untersuchungen zur Kongruenz von Heuschreckengemeinschaften und Pflanzengesellschaften unter Berücksichtigung von Vegetationsstruktur und Mikroklima. – Dipl. Arb. Univ. Freiburg. 57 S.
- GÖRS, S., 1974: Die Wiesengesellschaften im Gebiet des Taubergießen. In: Landesst. Natursch. Landschaftspf. Bad.-Württ. (Hrsg.): Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ. 7: Das Taubergießengebiet – eine Rheinauenlandschaft, 209–283. Ludwigsburg.
- HOBOHM, C.; SCHWABE, A., 1985: Bestandsaufnahme von Feuchtvegetation und Borstgrasrasen bei Freiburg im Breisgau – ein Ver-

gleich mit dem Zustand von 1954/55. – Ber. naturforsch. Ges. Freiburg 75, 5–51.

- KOHL, A., 1989: Untersuchungen von Corbicular-Pollen in künstlichen Nestern gehaltener Hummelarten (*Hymenoptera Apoidea*) und Rekonstruktion der Phytozönosen im Jahresverlauf. – Verh. Ges. f. Ökol. Göttingen 1987 (im Druck).
- KRATOCHWIL, A., 1983: Zur Phänologie von Pflanzen und blütenbesuchenden Insekten (*Hymenoptera, Lepidoptera, Diptera, Coleoptera*) eines versauerten Halbtrockenrasens im Kaiserstuhl – ein Beitrag zur Erhaltung brachliegender Wiesen als Lizenz-Biotop gefährdeter Tierarten. – Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspf. Bad.-Württ. 34, 57–108.
- 1984: Pflanzengesellschaften und Blütenbesucher-Gemeinschaften: biozönotische Untersuchungen in einem nicht mehr bewirtschafteten Halbtrockenrasen (*Mesobrometum*) im Kaiserstuhl (Südwestdeutschland). – Phytocoenologia 11 (4), 455–669.
- 1987: Zoologische Untersuchungen auf pflanzensoziologischen Raster. – Methoden, Probleme und Beispiele biozönotischer Forschung. – Tuexenia 7, 13–51.
- 1988: Co-phenology of plants and anthophilous insects: a historical area-geographical interpretation. – Entomol. Gen. 13 (3), 67–80.
- 1989a: Erfassung von Blütenbesucher-Gemeinschaften (*Hymenoptera Apoidea, Lepidoptera, Diptera*) verschiedener Rasengesellschaften im Naturschutzgebiet »Taubergießen«. – Verh. Ges. f. Ökol. Göttingen.
- 1989b: Grundsätzliche Überlegungen zu einer Roten Liste von Biotopen. – Schr.Reihe Landschaftspf. Natursch. (im Druck).
- KRATOCHWIL, A.; KOHL, A., 1988: Pollensammel-Präferenzen bei Hummeln – ein Vergleich mit der Honigbiene. – Mitt. bad. Landesver. 14 (3), 697–715.
- LUTZ, P., 1983: Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt von Wiesengesellschaften im Naturschutzgebiet Taubergießen. – Staatsex.arb. Univ. Freiburg. 86 S.
- MEISEL, K.; HÜBSCHMANN, A. v., 1976: Veränderung der Acker- und Grünlandvegetation im nordwestdeutschen Flachland in jüngerer Zeit. In: H. SUKOPP, W. TRAUTMANN (Hrsg.): Veränderungen der Flora und Fauna in der Bundesrepublik Deutschland. Schr.Reihe Veg.Kde. 10, 109–124. Bonn-Bad Godesberg.
- OPPERMANN, R., (im Druck): Ein Meßinstrument zur Ermittlung der Vegetationsdichte in grasig-krautigen Pflanzenbeständen. Natur und Landschaft.
- REICHHOFF, L.; JESCHKE, L.; GÖRNER, M.; KÖNIG, H., 1979: Eine Typisierung des Graslandes der DDR im Hinblick auf ornithologische Untersuchungen. – Falke 8, 270–278.
- SCHALL, B.; LUTZ, P., 1982: Naturschutzgebiet Taubergießen – die Wiesengesellschaften der Gemarkung Rhinau. – Vegetationskarte, hrsg. v. d. Landesanst. Umweltsch. Bad.-Württ. Karlsruhe; zusätzlich 5 Tabellen unveröffentl.
- SCHANOWSKI, A., 1985: Zur Syrphiden-Fauna verschiedener Rasengesellschaften des Naturschutzgebietes Taubergießen. Phänologie, Habitatpräferenzen und Blütenbesucherverhalten. – Dipl. Arb. Univ. Freiburg. 133 S.
- SCHWABE-BRAUN, A., 1979: Werden und Vergehen von Borstgrasrasen im Schwarzwald. – Ber. Int. Symp. Int. Ver. Veg.kde Rinteln 1978, 387–409.
- SCHWABE, A., unter Mitarb. v. KRATOCHWIL, A., 1986: Schwarzwurzel- (*Scorzonera humilis*-) und Bachkratzdistel- (*Cirsium rivulare*-) reiche Vegetationstypen im Schwarzwald: Ein Beitrag zur Erhaltung selten werdender Feuchtwiesen-Typen. – Veröff. Natursch. Landschaftspf. Bad.-Württ. 61, 277–333.

STEFFNY, H.; KRATOCHWIL, A.; WOLF, A., 1984: Zur Bedeutung verschiedener Rasengesellschaften für Schmetterlinge (*Rhopalocera*, *Hesperidae*, *Zygaenidae*) und Hummeln (*Apidae*, *Bombus*) im Naturschutzgebiet Taubergießen (Oberrheinebene) – Transekt-Untersuchungen als Entscheidungshilfe für Pflegemaßnahmen. – Natur u. Landschaft 59 (11), 435–443.

SUKOPP, H., 1980: Arten- und Biotopschutz in Agrarlandschaften. – Daten Dok. Umweltschutz (Sonderreihe Umwelttagung), 30, 23–42.

THOMAS, P., 1980: Wie reagieren Heuschrecken auf die Mahd? Heuschreckenbestandsaufnahmen im NSG Hermannsberger Weiher. – Naturkd. Beitr. DJN 5, 94–99.

WEIDEMANN, H.-J., 1986: Tagfalter. Bd. 1. Entwicklung – Lebensweise. 288 S. Melsungen.

WILMANN, O., 1988: Können Trockenrasen derzeit trotz Immissionen überleben? – Eine kritische Analyse des *Xerobrometum* im Kaiserstuhl. – Carolina 46, 5–16.

ZOLLER, H.; WAGNER CH.; FREY, V., 1986: Nutzungsbedingte Veränderungen im *Mesobromion*-Halbtrockenrasen in der Region

Basel – Vergleich 1950–1980. – Abhandl. Westf. Mus. Nat.kde 48 (2/3), 93–107.

Anschrift des Verfassers

Dr. Anselm Kratochwil
Biologisches Institut I – Zoologie
Universität Freiburg
Albertstr. 21 a
7800 Freiburg i. Br.

Aus der Norddeutschen Naturschutzakademie (NNA) und dem Institut für Naturschutz und Umweltschutzforschung (INUF) des Vereins Jordsand

Die aktuelle Bestandszunahme der Seevögel – Ausdruck verbesserter Lebensbedingungen in der Deutschen Bucht?

Von Gottfried Vauk, Johannes Prüter und Eike Hartwig

Um *Langzeitveränderungen* im marinen Ökosystem erfassen und verstehen zu können, ist das kontinuierliche Verfolgen der Bestandsentwicklungen einzelner Arten oder ganzer Lebensgemeinschaften im Sinne einer Bioindikation eine bewährte Maßnahme. Indikatoren sollten in ihrer ökologischen Einbindung in den Lebensraum möglichst gut bekannt und in der Veränderung ihrer Bestände langfristig und mit vergleichsweise geringem Aufwand zu verfolgen sein (ELLENBERG 1982). Keine andere Organismengruppe ist in dieser Hinsicht so gut erforscht und genutzt worden wie die *Seevögel* (BECKER und ERDELEN 1987; SCHULZ 1947; VAUK und PRÜTER 1987).

Das frühe Engagement von Wissenschaft und Naturschutzverbänden in den Seevogelbrutstätten der südlichen Nordseeküste ermöglicht es, die Bestandsveränderungen insbesondere der in Kolonien konzentriert brütenden Seevogelarten bis zum Beginn unseres Jahrhunderts zurück zu verfolgen.

Aus dem 19. Jahrhundert liegen nur vereinzelte, relativ ungenaue Bestandszahlen vor, die aber doch verdeutlichen können, daß die damals praktizierte Übernutzung und rücksichtslose Verfolgung der Bestände aus kommerziellen Gründen (Eierabsammeln, Abschuß) bei den meisten Seevogelarten an den deutschen Küsten und weit darüber hinaus bis zur Jahrhundertwende zu extremen Bestandseinbrüchen geführt hatten (THIESSEN 1986; VAUK und PRÜTER 1987).

Als Reaktion auf diese Entwicklungen wurden seit jener Zeit zunehmend *Seevogel-schutzgebiete* an den wichtigsten Koloniestandorten eingerichtet. Der Raubbau an den Beständen ließ nach. Es folgten Bestandserholungen in unterschiedlichem Ausmaß. In den 20er und 30er Jahren kam es darüber hinaus zur Neu- bzw. Wieder-

ansiedlung verschiedener Brutvogelarten, z. B. Heringsmöwe, Lachmöwe und Dreizehenmöwe (FLEET 1984; GOETHE 1969; PRÜTER 1983).

Von einer ungestörten Entwicklung seither kann jedoch bei keiner Art die Rede sein. Die Zunahme der Silbermöwe z. B. wurde schon bald als zu stark empfunden, so daß primär aus vermeintlich ökologischen Gründen bestandsreduzierende Eingriffe vorgenommen wurden, mit höchster Intensität in den 60er und frühen 70er Jahren. Auch einige Lachmöwenkolonien der deutschen Nordseeküste erlebten in jenen Jahren Maßnahmen des »*gelenkten Seevogelschutzes*« (GOETHE 1964; VAUK und PRÜTER 1987).

Auch *Gifteinleitungen (Pesticide) in die Küstengewässer* der südlichen Nordsee waren sicher mit verantwortlich für einen erneuten Bestandseinbruch bei verschiedenen Seevogelarten in den 50er und 60er Jahren (u. a. KOEMAN 1975). *Tourismus und Industrie* expandierten im Küstenraum und entwerteten potentielle Brutplätze und teilweise sogar bestehende Schutzgebiete.

In diesem Spannungsfeld zwischen den positiven Bestrebungen des Seevogelschutzes einerseits, den genannten negativ wirkenden menschlichen Einflüssen andererseits reagierten die Bestände der in Kolonien brütenden Seevogelarten an der deutschen Nordseeküste um die Mitte dieses Jahrhunderts unterschiedlich. Stagnationen oder leichte Aufwärtstrends waren bei den Möwen zu beobachten, in ähnlicher Weise auch bei den Trottellummen auf Helgoland; zu dramatischen Bestandsrückgängen kam es dagegen bei den Seeschwalben (BECKER und ERDELEN 1987; THIESSEN 1986; VAUK-HENTZELT u. a. 1986).

Bleiben wir im folgenden bei den *in Kolonien brütenden, überwiegend Fisch fres-*

senden Seevogelarten aus den Gruppen der *Möwen*, *Seeschwalben* und *Alken* (die zusammen das Gros der Brutvögel der südlichen Nordsee stellen, in ihrer Anzahl am vollständigsten zu erfassen sind und übereinstimmend auf hoher trophischer Ebene in das marine Ökosystem eingebunden sind), so ist in den *späten 60er und 70er Jahren* eine auffällige Änderung in der Entwicklung der Gesamtbestände zu beobachten. Es setzt, in vielen Fällen schlagartig, *Bestandswachstum* ein, das bei einigen Arten exponentielle Ausmaße erreicht.

Bei der *Silbermöwe (Larus argentatus)* (Abb. 1) erfolgte eine beschleunigte Zunahme des Gesamtbestandes trotz der massiven Vergiftungsmaßnahmen, die an der deutschen Nordseeküste in den 60er und frühen 70er Jahren höchste Intensität erreichten. Völlig ungeachtet dieser drastischen Eingriffe expandierten die bestehenden Großkolonien und wurden neue rasant wachsende Ansiedlungen gegründet (z. B. Juist, Spiekeroog, VAUK und PRÜTER 1987).

Der deutsche Brutbestand der *Heringsmöwe (Larus fuscus)*, (Abb. 2) war jahrzehntelang auf eine kleine Ansiedlung auf der Insel Memmert beschränkt. Als hier Mitte der 70er Jahre eine beschleunigte Bestandszunahme einsetzte, wurden gleichzeitig neue Kolonien gegründet (PRÜTER 1983). Heute ist die Heringsmöwe bereits Brutvogel auf mindestens 12 Inseln vor der deutschen Nordseeküste (TAUX 1986).

Die in diesem Raum brütenden *Lachmöwen (Larus ridibundus)* wurden Ende der 60er Jahre auf 5000 Paare geschätzt (GOETHE 1969). Heute, knapp 20 Jahre später, sind es um die 40000. Auch die *Sturmmöwe (Larus canus)*, hier traditionell nur in geringer Zahl brütend, hat seit Anfang der 70er Jahre ihre Bestände nahezu verfünffacht (BECKER und ERDELEN

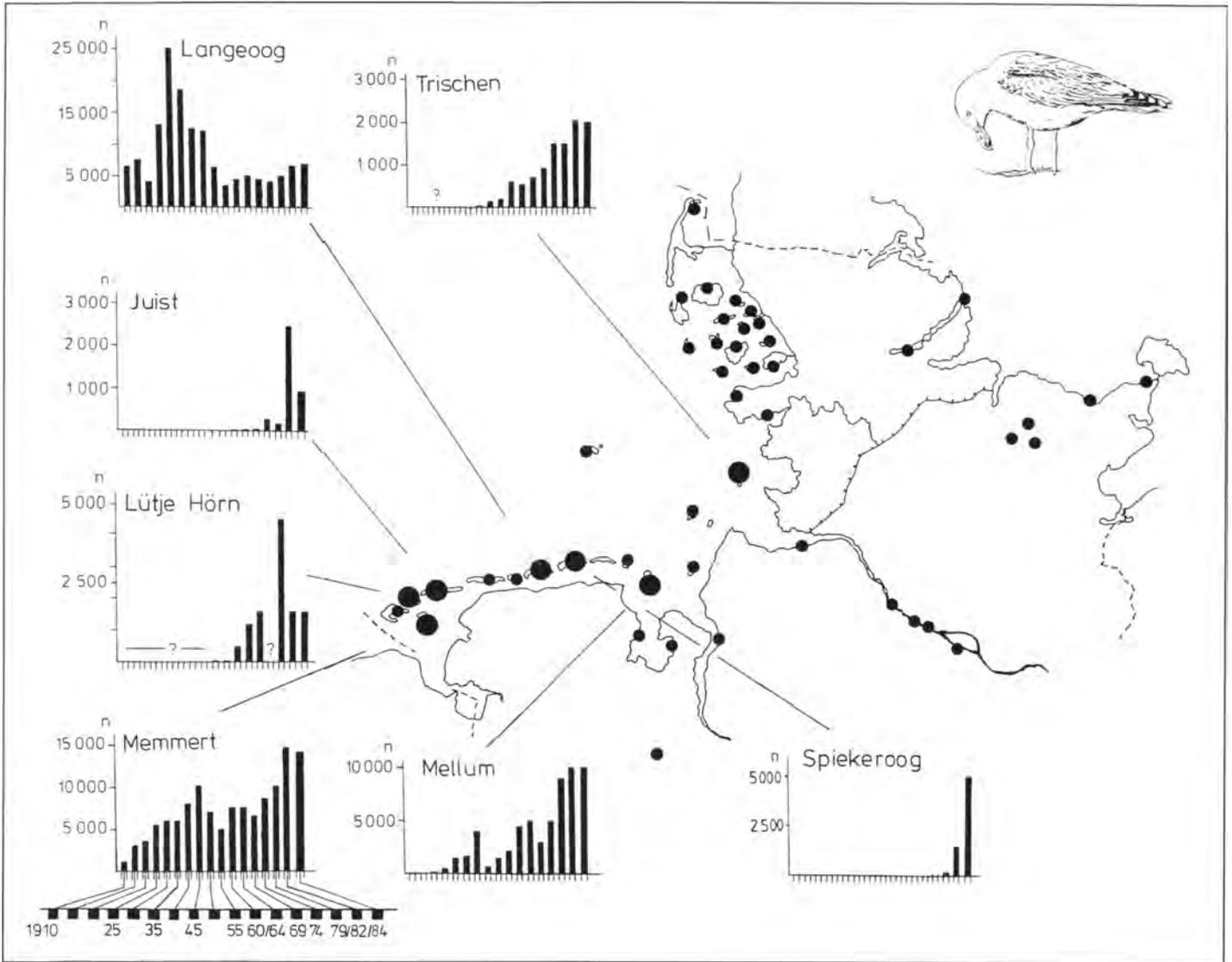


Abb. 1. Die mehrjährigen Ansiedlungen der Silbermöwe (*Larus argentatus*) in Norddeutschland und die Entwicklung der Großkolonien mit mehr als 1000 Brutpaaren im 20. Jahrhundert (nach VAUK und PRÜTER, 1987, ergänzt nach TAUX 1986).

1987). Am exaktesten ist die Bestandsentwicklung der Dreizehenmöwe (*Rissa tridactyla*, Abb. 3) auf Helgoland zu verfolgen, am einzigen Brutplatz dieser Art in der südlichen Nordsee: Betrag der Zuwachs in den 60er Jahren im Mittel 14 % pro Jahr, so wurde zwischen 1970 und 1980 ein entsprechender Wert von 22,1 % erreicht. Der Brutbestand wuchs in diesem Zeitraum von 400 auf 2350 Brutpaare an. In jüngster Zeit scheint sich hier allerdings eine Annäherung an eine obere Grenze abzuzeichnen (FLEET 1984; PRÜTER 1986).

Bleiben wir auf Helgoland und verfolgen die jüngere Entwicklung der dortigen Trottellummenpopulation (*Uria aalge*, Abb. 4), so stoßen wir auf ein fast identisches Bild: eine Verdreifachung des Bestandes allein im Zeitraum 1975–1985 (VAUK-HENTZELT u. a. 1986).

Und schließlich zeigen auch die Brutbestände der Fluß/Küsten- (*Sterna hirundo/paradisaea*) und Brandseeschwalbe (*Sterna sandvicensis*, Abb. 5) an der deutschen Nordseeküste nach einem zwischenzeitlichen Tiefstand Ende der 60er Jahre deutliches

Wachstum. Die Brandseeschwalbe erreichte Mitte der 80er Jahre sogar die bislang höchste Brutpaar-Zahl des gesamten 20. Jahrhunderts (VAUK und PRÜTER 1987).

Selbst beim »Sorgenkind« des deutschen Seevogelschutzes, der Zwergseeschwalbe (*Sterna albifrons*), deutet sich etwa seit 1975 eine gewisse Bestandserholung an (1984: ca. 500 BP), nachdem in den 50er und 60er Jahren ein so dramatischer Rückgang erfolgt war, daß der Fortbestand der heimischen Brutpopulation in höchstem Maße bedroht schien (BECKER und ERDELEN 1987; TAUX 1986).

Es bleibt als übereinstimmendes und im Grunde höchst überraschendes Phänomen festzuhalten, daß die Brutpopulationen der Möwen, Seeschwalben und Alken an der deutschen Nordseeküste seit etwa 15 Jahren starkes bis exponentielles Wachstum zeigen, und zwar auffallend parallel; ungeachtet dessen, ob es sich eher um Bestandserholungen handelt oder um spontane Entwicklungen vordem scheinbar stabiler Populationen.

Weitere Beispiele ließen sich nennen, die auf derzeit offenbar sehr gute Lebensbedingungen für primär von Fisch lebende Seevögel an unseren Küsten hindeuten, so die Neuansiedlung von Eissturmvogel (*Fulmarus glacialis*) und Tordalk (*Alca torda*) in der Helgoländer Seevogelkolonie in den 70er Jahren (MORITZ 1980; VAUK 1985) oder das rapide Wachstum der Durchzugs- und Rastbestandszahlen bei Baßtölpel (*Sula bassana*) und Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) im Bereich der südlichen Nordsee (BRUNCKHORST 1985; KNIEF und WITT 1984).

In Ergänzung zu den Ausführungen über die primär Fisch fressenden Seevogelarten sei an dieser Stelle kurz erwähnt, daß auch die Brutbestände der Eiderente (*Somateria mollissima*) als reiner Benthofresser seit den frühen 70er Jahren eine rapide Bestandszunahme aufweisen, die auffällige Parallelen zu den übrigen genannten Entwicklungen erkennen läßt (NEHLS 1986). Fragt man nach den Ursachen dieser auffälligen Bestandsveränderungen, so sind wir bis heute weitgehend auf Vermutungen angewiesen.

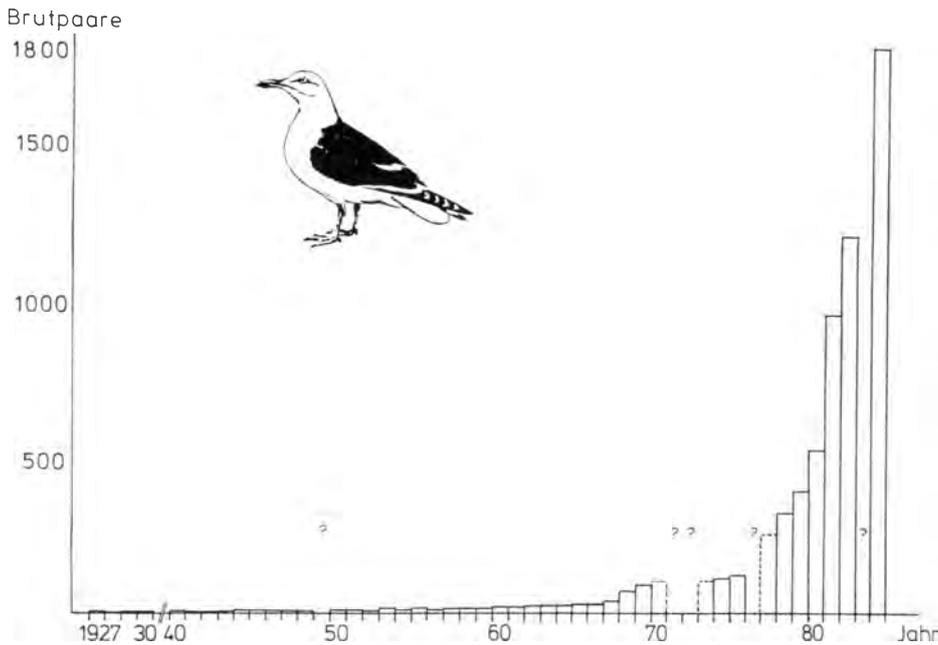


Abb. 2. Bestandsentwicklung der Heringsmöwe (*Larus fuscus*) an der deutschen Nordseeküste von 1927 bis 1984. Gestrichelte Säulen: Daten nur von Memmert (nach VAUK und PRÜTER 1987, ergänzt nach TAUX 1986).

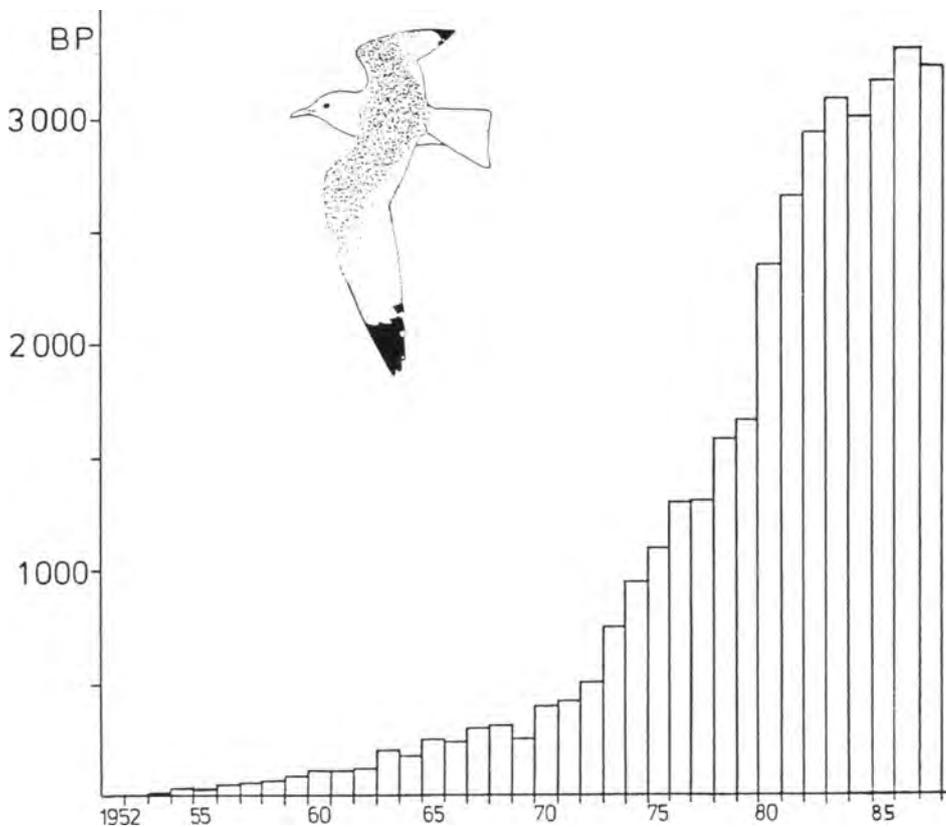


Abb. 3. Bestandsentwicklung der Dreizehnmöwe (*Rissa tridactyla*) auf Helgoland von 1952 bis 1987 (nach VAUK und PRÜTER 1987; ergänzt nach VOSS, HARTWIG und VAUK 1987).

Weder Feind- und Konkurrenzdruck noch das Brutplatzangebot noch die anthropogenen Belastungs- und Mortalitätsfaktoren haben sich innerhalb des fraglichen Zeitraumes in einer Weise verändert, daß sie diese Entwicklung erklären könnten. Im Gegenteil, die Anfang der 80er Jahre rapide angestiegenen Seevogelverluste durch die schleichende Verölung der küstennahen Seegebiete zum Beispiel hätten eine umgekehrte Bestandsentwicklung zumindest der am stärksten betroffe-

nen Seevogelarten sehr viel plausibler erscheinen lassen (VAUK u. a. 1989). Es müssen andere Faktoren sein, die die Kapazität des Lebensraumes für die betreffenden Seevogelarten innerhalb kurzer Zeit stark erhöht haben. Das Nahrungsangebot ist als ein, auch kurzfristig, sehr wirksames Regulativ von Seevogelbeständen schon häufig erkannt und beschrieben worden (BARRETT und RUNDE 1980; FURNESS und HISLOP 1981; MONAGHAN und ZONFRILLO 1986; PEDER-

SEN und CHRISTOPHERSEN 1987). Es muß heute als sehr wahrscheinlich angesehen werden, daß auch im Wattenmeerbereich der südöstlichen Nordsee und in den vorgelagerten Seegebieten eine massive Verbesserung des Nahrungsangebotes ein Schlüssel zum Verständnis dieser synchron verlaufenen Entwicklungen ist.

Langfristige Untersuchungen zur Ernährung der Großmöwen im Bereich der Insel Helgoland konnten erstmalig beweisen, daß heute den Vögeln in diesen Seegebieten zumindest zeitweise bestimmte Kleinfischarten wie z. B. Sandaal (*Ammodytes*), Sprotte (*Sprattus*) und Steinpikker (*Agonus*) in sehr viel größeren Mengen zur Verfügung stehen als noch Ende der 60er Jahre (PRÜTER 1988, 1989).

Beifanganalysen der deutschen Krabbenfischerei bestätigen zumindest für einzelne der als Seevogelnahrung bedeutsamen Fischarten und bestimmte Wattengebiete eine zunehmende Bestandsentwicklung (TIEWS 1983).

Fragt man nach möglichen Ursachen für solche Entwicklungen, so muß wiederum als sehr wahrscheinlich angenommen werden, daß an diesen Veränderungen im trophischen System direkte oder indirekte anthropogene Beeinflussungen des marinen Lebensraumes beteiligt sind.

Fischereiliche Eingriffe können massive Folgen für die quantitative Fischartenzusammensetzung einer Region haben (HEMPEL 1978). Mögliche hydrologische Veränderungen sind zu bedenken. Wichtiger aber scheint uns in diesem Zusammenhang die Gesamtproblematik der zunehmenden *Eutrophierung* der küstennahen Gewässer zu sein (GERLACH 1987; VAN IMPE 1985).

Qualitative und quantitative Veränderungen im Phytoplankton der südlichen Nordsee, die in engem Zusammenhang mit der wachsenden Nährstoffzufuhr gesehen werden müssen, sind nachweisbar (HAG-

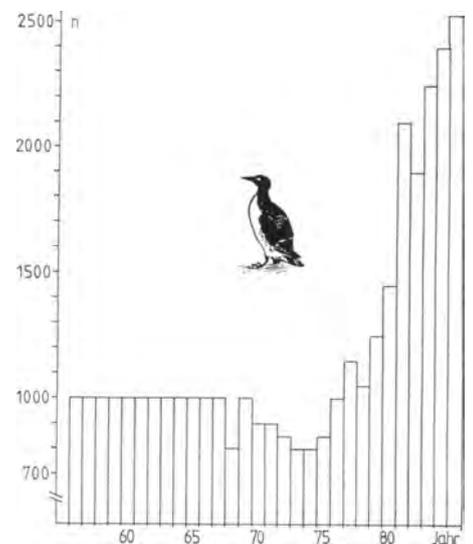


Abb. 4. Bestandsentwicklung der Trottellumme (*Uria aalge*) auf Helgoland von 1956 bis 1985 (nach VAUK-HENTZELT, SCHREY und VAUK 1986; ergänzt nach Betreuungsberichten des Verein Jordsand).

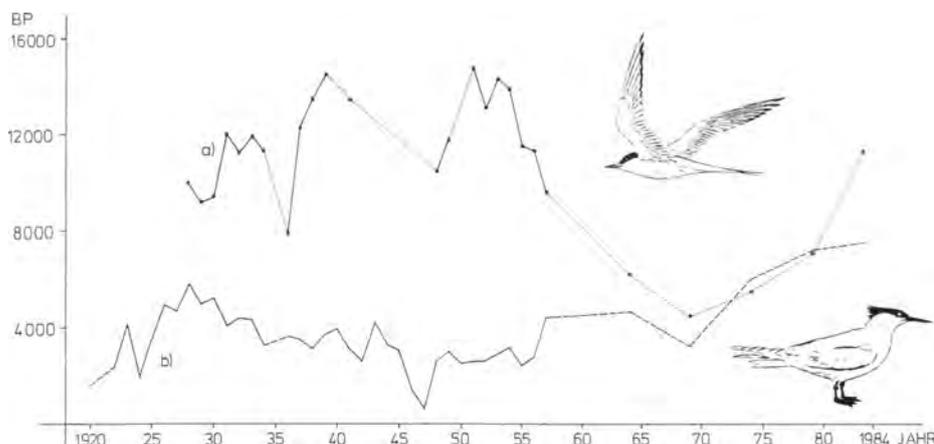


Abb. 5. Bestandsentwicklung (a) der Fluß-/Küstenseeschwalbe (*Sterna hirundo*/*S. paradisaea*) und (b) der Brandseeschwalbe (*S. sandvicensis*) an den bedeutsamsten Brutplätzen der deutschen Nordseeküste (nach VAUK und PRÜTER 1987; ergänzt nach TAUX 1986).

MEIER und MANGELSDORF 1984; RADACH und BERG 1986). Es muß angenommen werden, daß von diesen Veränderungen Effekte ausgehen, die bis in die höchsten Ebenen des trophischen Systems ausstrahlen.

Sollten die augenblicklich zu verfolgenden Bestandsveränderungen bei den Seevögeln an der deutschen Nordseeküste tatsächlich die Konsequenz aus einer primär unnatürlichen Kapazitätserweiterung sein, so ist im Hinblick auf die zukünftige Entwicklung begründeter Anlaß zur Sorge gegeben. Ein Zusammenbrechen der Bestände infolge der Überbelastung des Systems scheint schon in naher Zukunft nicht ausgeschlossen.

Welche Forderungen ergeben sich nun aus diesen Überlegungen?

Zunächst und an erster Stelle natürlich die Forderung nach einer möglichst vollständigen Reduzierung der unnatürlich hohen Nährstoffeinleitung in die Nordsee, bevor der letzte Beweis für die mögliche Richtigkeit der hier geäußerten Vermutungen erbracht worden ist. Darüber hinaus ist dringend eine Ausweitung des biologischen Monitorings sowie eine gerichtete Ursachenforschung zu fordern, um in Zukunft weitestmöglich zu vermeiden, daß man, wie zur Zeit in den eben genannten Fällen, nahezu Kenntnis vor einer solchen plötzlich einsetzenden Entwicklung steht.

Notwendig wäre ein dichteres Netz von Forschungsansätzen, die Langzeitveränderungen bei marinen Organismengruppen verfolgen, und eine sehr viel engere Zusammenarbeit zwischen den einzelnen Fachrichtungen der marinen Ökologie. Die hier traditionell sehr eng gefaßte Trennung der Sphären muß zugunsten einer kritischen Gesamtschau überwunden werden.

Zusammenfassung

Für keine andere Organismengruppe im Küstenbereich liegen so exakte und langfristige Daten über die Populationsentwicklung vor wie für die Seevögel. Insbesondere die in Kolonien brütenden Mö-

wen-, Alken- und Seeschwalbenarten sind in der Entwicklung ihrer Gesamtbestände seit Anfang des 20. Jahrhunderts nahezu lückenlos zu verfolgen. Diese Daten sind als kontinuierliches Indikatorsystem für Veränderungen im marinen Lebensraum zu nutzen. In jüngster Zeit (etwa im Zeitraum 1970–1985) wuchsen die Brutbestände der meisten fischfressenden Seevogelarten trotz hoher Verluste durch Umweltverschmutzung in der Nordsee zum Teil exponentiell an; eine Entwicklung, die nicht uneingeschränkt positiv zu bewerten ist. Sie wird als mögliche Folge der zunehmenden Eutrophierung der Küstengewässer diskutiert.

Summary

Does the actual increase of breeding seabird numbers reflect better living conditions in the German Bight (Southern North Sea)?

For no other group of organisms in coastal areas are so exact and long-term data available as they are for seabirds. The documentation of the development of the population size, of colony breeding gull, auk and tern species is since the beginning of the 20 century almost complete. These species are used as bio-indicators and data on fluctuations in their population sizes are helpful as they reflect changes in the state of the marine ecosystem. Recently (about 1970–1985) the breeding populations of most of the piscivorous sea-bird species increased exponentially despite of high losses caused by environmental pollution of the North Sea. It cannot be excluded, that this development is a result of increasing eutrophication of coastal waters.

Literatur

- BARRETT, R. T.; RUNDE, O. J., 1980: Growth and survival of nestling Kittiwakes *Rissa tridactyla* in Norway. – Orn. Scand. 11, 228–235.
 BECKER, P. H.; ERDELEN, M., 1987: Bestandsentwicklung von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste 1950–1979. – J. Orn. 128, 1–32.

- BRUNCKHORST, H., 1985: Das heutige Vorkommen des Baßtölpels *Sula bassana* bei Helgoland. – Seevögel 6, 60–62.
 ELLENBERG, H., 1982: Was ist ein Bioindikator? – Sind Vögel Bioindikatoren? – Seevögel/Sonderband 1982 (14. Stations-Kolloquium der Vogelwarte Helgoland vom 16. bis 20. 4. 1981 auf Helgoland), 153–158.
 FLEET, D., 1984: Changes in the numbers of breeding Kittiwakes in Helgoland. – Ringing and Migration 5, 32–43.
 FURNESS, R. W.; HISLOP, J. R. G., 1981: Diets and feeding ecology of Great skuas *Catharacta skua* during the breeding season in Shetland. – J. Zool. London 195, 1–23.
 GERLACH, S. A., 1987: Pflanzennährstoffe und die Nordsee – ein Überblick. – Seevögel 8, 49–62.
 GOETHE, F., 1964: Lenkung der Möwenbestände an der deutschen Nordseeküste mit Hilfe der Einschläferung erwachsener Möwen durch Glucochloralose. – Ber. Dtsch. Sect. Int. Rat Vogelschutz 4, 53–57.
 – 1969: Zur Einwanderung der Lachmöwe, *Larus ridibundus*, in das Gebiet der deutschen Nordseeküste und ihrer Inseln. – Bonn. zool. Beitr. 20, 164–170.
 HAGMEIER, E.; MANGELSDORF, P., 1984: Vom Phytoplankton bei Helgoland. – Seevögel 5, 51–53.
 HEMPEL, G., 1978: North Sea fisheries and fish stocks. – A review of recent changes. – Rapp. P. v. Réun. Cons. int. Explor. Mer 173, 145–167.
 IMPE, J. van, 1985: Estuarine pollution as a probable cause of increase of estuarine birds. – Mar. Pollut. Bull. 16, 271–276.
 KNIEF, W.; WITT, W., 1984: Zur Situation des Kormorans in Schleswig-Holstein und Vorschläge für seine künftige Behandlung. – Ber. Dtsch. Sect. Int. Rat Vogelschutz 23, 67–79.
 KOEMAN, J. H., 1975: The toxicological importance of chemical pollution for marine birds in the Netherlands. – Die Vogelwarte 28, 145–150.
 MONAGHAN, P.; ZONFRILLO, B., 1986: Population dynamics of seabirds in the Firth of Clyde. – Proc. Royal Soc. Edinburgh. 90 B, 363–375.
 MORITZ, D., 1980: Das Brutvorkommen des Eissturmvogels (*Fulmarus glacialis*) auf Helgoland. – Angew. Ornithol. 5, 149–177.
 NEHLS, G., 1986: Populationsdynamik der Eiderente (*Somateria mollissima*) in Europa unter besonderer Berücksichtigung des niedersächsischen Wattenmeeres. – Unveröff. Gutachten im Auftrage des Nieders. Landesverwaltungsamtes, Fachbehörde für Naturschutz, 45 S.
 PEDERSEN, J. S.; CHRISTOPHERSEN, H., 1987: Søkongen *Alle alle* og dens forekomst i Sydskandinavien 1978–1986 (The occurrence of Little Auk [*Alle alle*] in Southern Scandinavia 1978–1986). – Pelagicus 2, 11–16.
 PRÜTER, J., 1983: Bestandsentwicklung und Durchzug der Heringsmöwe (*Larus fuscus*) in der Deutschen Bucht. – Seevögel 4, 29–35.
 – 1986: Untersuchungen zum Bestandsaufbau und zur Ökologie der Möwen (*Laridae*) im Seegebiet der Deutschen Bucht. – Diss. Fachb. Biologie der Universität Hannover.
 – 1988: Weitere Untersuchungen zur Ernährung von Mantelmöwe (*Larus marinus*) und Silbermöwe (*Larus argentatus*) bei Helgoland im Winterhalbjahr. – Seevögel 9/Sonderband, 79–91.
 – 1989: Phänologie und Ernährungsökologie der Dreizehenmöwen (*Rissa tridactyla*)-Brutpopulation auf Helgoland. – Ökologie der Vögel (im Druck).
 RADACH, G.; BERG, J., 1986: Trends in den Konzentrationen der Nährstoffe in der Helgoländer Bucht (Helgoland Reede Daten). – Ber. Biol. Anst. Helgoland 2, 1–65.
 SCHULZ, H., 1947: Die Welt der Seevögel. – Hamburg: Verlag A. Lettenbauer.

- TAUX, K., 1986: Brutvogelbestände an der deutschen Nordseeküste im Jahre 1984. – Zweite Erfassung durch die Arbeitsgemeinschaft »Seevogelschutz«. – Seevögel 7, 21–31.
- THIESSEN, H., 1986: Zur Bestandsentwicklung und Situation von Möwen *Laridae* und Seeschwalben *Sternidae* in Schleswig-Holstein – sowie Gedanken zum »Möwenproblem«. – Seevögel 7, 1–12.
- TIEWS, K., 1983: Über die Veränderungen im Auftreten von Fischen und Krebsen im Beifang der deutschen Garnelenfischerei während der Jahre 1954–81. – Ein Beitrag zur Ökologie des deutschen Wattenmeeres und zum

- biologischen Monitoring von Ökosystemen im Meer. – Arch. Fischereiwiss. 34, Beiheft 1.
- VAUK, G., 1985: Naturdenkmal Lummenfels Helgoland. – Jordsand-Buch Nr. 5. Otterndorf: Niederelbe Verlag H. Huster.
- VAUK, G.; HARTWIG, E.; SCHREY, E.; VAUK-HENTZELT, E., 1989: Seevögel als Ölopfer an der deutschen Nordseeküste und Ergebnisse zur Belastung der Deutschen Bucht durch Schiffsmüll. – Unveröff. Ber. eines Forschungsvorhabens des Umweltbundesamtes.
- VAUK, G.; PRÜTER, J., 1987: Möwen-Arten, Verbreitung, Bestände, Probleme. – Jordsand-

- Buch Nr. 6. Otterndorf: Niederelbe-Verlag H. Huster. 304 p.
- VAUK-HENTZELT, E.; SCHREY, E.; VAUK, G., 1986: Bestandsentwicklung der Trottellumme (*Uria aalge*) auf Helgoland 1956–1984. – Seevögel 7, 40–45.

Anschrift der Verfasser

unter:
Norddeutsche Naturschutzakademie
Hof Möhr
3043 Schneverdingen

Welche Strategien kann die Naturschutzverwaltung auf Landesebene verfolgen?

Von Arnd Rüger

Einleitung

Grundlegend für die begrenzten Möglichkeiten einer wirkungsvollen Gegenstrategie bezüglich der umfassend festzustellenden Eutrophierung sämtlicher Ökosysteme ist die geographische Begrenztheit der Bundesländer gegenüber der internationalen Dimension des Problems. Dieses wird besonders deutlich bei dem engen Rahmen der Gesetzgebungskompetenz infolge der Bundes- und EG-Zuständigkeit. Trotz dieser Einschränkung muß der Naturschutz auf Länderebene der umfassenden Nährstoffanreicherung Rechnung tragen. Im überschaubaren Bereich eines Bundeslandes können dabei modellhaft neue Strategien entwickelt werden, von denen einige im folgenden kurz erläutert werden.

Öffentlichkeitsarbeit

Durch die gezielte Öffentlichkeitsarbeit ist auf die überall stattfindende Nährstoffanreicherung hinzuweisen. Hierzu sind Expertentagungen, wie die heutige in der Norddeutschen Naturschutzakademie, ein gutes Beispiel. Die Tagung kam letztlich auch dadurch mit zustande, daß wir in der schleswig-holsteinischen Naturschutzverwaltung das Problem immer wieder in den politischen Raum einbrachten, wobei uns Dr. H. Ellenberg wirkungsvoll unterstützte.

Möglichkeiten sollten genutzt werden, um entsprechende Faltblätter, Plakate usw. zu erarbeiten und das Problem schwerpunktmäßig in den Informationszentren und Akademien darzustellen und zu behandeln. In Schleswig-Holstein ist hier auf die im nächsten Jahr neu zu bildende »Akademie für Natur und Umwelt« hinzuweisen. Außerdem befinden sich zahlreiche Informationszentren im Bereich des Nationalparks »Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer« in der Planung bzw. sind bereits erstellt worden.

Daneben sollten entsprechende Untersuchungen, Dokumentationen und Monito-

ringprogramme auf diesem Gebiet auch von Länderebene angeregt und finanziert werden.

Schwerpunktbildung bei landeseigenen Programmen

Der Arten- und Biotopschutz hat sich in den nächsten Jahren schwerpunktmäßig auf die Erhaltung und den Schutz nährstoffarmer Lebensräume zu konzentrieren.

Aus diesem Grund sind *oligotrophe Seen und Fließgewässer* mit Schutzstreifen zu umgeben, wie es beispielsweise an einem der wenigen nährstoffarmen Binnenseen, dem Bültssee, in Schleswig-Holstein geschah. Hier wurden 33 ha umgebende Ackerflächen mit einem Betrag von rd. 700 000 DM angekauft und zu Trockenrasen umgewandelt.

Ein weiterer Schwerpunkt bildet die Sicherung von *Hochmoorbereichen*, die in der Regel als kleinflächige Reste in einer zunehmenden intensiv genutzten Agrarlandschaft liegen. Schwerpunktmäßig wurden bisher Hochmoore im Eider-Treene-Sorge-Bereich mit angekauften Grünlandflächen umgeben und so gegen den unmittelbaren Nährstoffeintrag gesichert. Als Beispiel sei hier das »Dellstedter Birkwildmoor« genannt, bei dem in den letzten Jahren rd. 130 ha mit ca. 1 Mio DM angekauft wurden, wobei die Planung den Ankauf von weiteren 250 ha vorsieht.

Heiden und Trockenrasen gehören ebenfalls zu den nährstoffarmen Lebensräumen, die mit Schutzstreifen zu umgeben sind und wo gleichzeitig Nutzungsweisen durchzuführen sind, durch die ein entsprechender Nährstoffentzug gesichert wird.

In den letzten 10 Jahren wurden von der Stiftung Naturschutz überwiegend mit oben genannter Zielrichtung rd. 260 ha landwirtschaftliche Nutzflächen mit einem Gesamtaufwand von rd. 28 Mio DM erworben.

Die Renaturierung von *Kiesgruben* stellt im Gegensatz zu genannten Beispielen eine Möglichkeit dar, neue nährstoffarme Lebensräume zu schaffen. Aus diesem Grund wurde 1981 vom Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein bereits eine entsprechende Broschüre »Zur ökologischen Herrichtung von Sand- und Kiesgruben« erstellt, wo detailliert auf diese neue Möglichkeit hingewiesen wurde. Da der Kiesabbau weiterhin beachtliche Flächen beanspruchen wird, besteht somit die Chance, auch großflächigere nährstoffarme Lebensräume zu schaffen. Erstrebenswert wäre künftig die völlige Verhinderung der Rekultivierung solcher Gebiete zu land- oder forstwirtschaftlichen Nutzflächen.

Auch im Rahmen von Flurbereinigerungsverfahren wären bei der Neuanlage von *Knicks* streifenförmige nährstoffarme Lebensräume zu schaffen, wenn beispielsweise die Muttererde von ca. 15 Meter breiten Streifen zu einem mittleren Erdwall zusammengeschoben würde, der als Knick bepflanzt werden sollte, während beidseitig nährstoffarme Sukzessionsflächen geschaffen würden. Phantasievolle Schaffung neuer Lebensräume, die den genannten Anforderungen entsprechen, wäre in unserer ausgeräumten Kulturlandschaft überall notwendig und an vielen Stellen auch möglich.

Ein neues, flächenwirksames Programm zur Schaffung und Erhaltung nährstoffarmer Agrarbiotope wird seit 1985 durch die *Extensivierungsförderung* in Schleswig-Holstein entwickelt. Dabei werden den Landwirten in ausgewählten Grünlandgebieten Verträge angeboten, bei denen sie gegen eine Entschädigung von rd. 350 DM/ha die Verpflichtung eingehen, extensiver zu wirtschaften. Um dem schwierigen Kontrollproblem dabei besser gerecht zu werden, wird die Anzahl der Vieheinheiten bzw. eine spätere Mahd der Wiesen festgelegt. Solche Zahlen und Zeiten sind leichter zu kontrollieren als die Menge des aufgebrauchten Düngers. Ziel dabei ist es, artenreiche Grünlandbereiche zu be-

wahren, um so u. a. Wiesenvogelgesellschaften und Amphibien zu fördern.

1985 begannen wir mit 780 ha Vertragsfläche im Eider-Treene-Sorge-Gebiet, wobei dieses Programm bis 1988 auf rd. 23 000 ha ausgeweitet wurde, wofür rd. 10 Mio DM aufzuwenden sind. Mit diesem Umfang wird derzeit rd. 4,6 % des Grünlandes in Schleswig-Holstein extensiver als normalerweise bewirtschaftet.

Berechtigte Kritik an diesem Programm ist die durch die EG-Vorgabe begrenzte Vertragsdauer von lediglich 5 Jahren und die zu geringe Wirkung im Sinne einer Nährstoffreduzierung. Derzeit bestehen deshalb Überlegungen, die Verträge mit höherer Bezahlung anzubieten, um eine stärkere Reduzierung der Nährstoffeinträge zu erreichen. Außerdem soll versucht werden, das Programm stärker zu konzentrieren und nach Möglichkeit auch in Schutzverordnungen einzubinden.

Als positiv erwies sich bei dem neuen Programm die hierdurch verursachte »Klimaverbesserung« im Konfliktbereich mit der Landwirtschaft, da erstmals die Rahmenbedingungen für den einzelnen Landwirt so gestaltet werden, daß es ihm möglich ist, »umweltfreundlicher« zu wirtschaften. Gleichzeitig wird dem Landwirt am praktischen Beispiel der Zusammenhang zwischen hohen Nährstoffeinträgen und der hierdurch bewirkten Artenverarmung deutlich gemacht.

In ähnliche Richtung zielt das derzeit in der Entwicklung befindliche Programm zur Schaffung unbewirtschafteter *Gewässer-Randstreifen*, für das 1989 zunächst rd. 1 Mio DM zur Verfügung stehen. Dabei geht es neben der Entwicklung eines Teiles des vielfach geforderten Biotopverbundsystems besonders um die Reduzierung von Nährstoffeinträgen aus ackerbaulich genutzten Flächen in die Oberflächengewässer. Einführende Drainagen bilden dabei ein besonderes Problem und müßten vor dem Randstreifen enden. Dieses Programm ist inzwischen aufgrund der dringend notwendigen Nährstoffreduzierung in Nord- und Ostsee bundesweit empfohlen worden. Eine ausreichende Finanzierung von Seiten der Bundesregierung hierfür erscheint dringend notwendig.

Auch im Rahmen eines *Artenschutzprogrammes* ist sehr viel deutlicher als bisher der Schwerpunkt auf *Artenhilfsprogrammen* zu legen, die solche Tier- und Pflanzengruppen betreffen, die durch die Nährstoffanreicherungen – wie beispielsweise Schmetterlinge, viele Amphibien und Reptilien und manche Vögel – besonders gefährdet sind. Viele derzeit speziell geförderte Tiergruppen – wie Gänse, Kormorane, Hirscharten usw. – werden hingegen durch Nährstoffanreicherungen in ihrer Populationsentwicklung positiv beeinflusst.

Gesetzesänderungen

Hier soll lediglich auf notwendige Änderungen in den Bundes- und Landesnaturschutzgesetzen hingewiesen werden, die

sinnvoll wären, um dem erst in jüngster Zeit deutlich erkannten Problem verstärkt Rechnung zu tragen. Dabei muß jedoch klar sein, daß Gesetzesänderungen in anderen Bereichen noch dringender sind, jedoch aus Platzgründen hier nicht behandelt werden sollen.

Es wäre zweifellos sinnvoll, bei der Definition der Ziele des Naturschutzes in § 1 des BNatSchG deutlich auszudrücken, daß es stärker um die Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes als um seine Leistungsfähigkeit geht. Bei der Forderung nach Erhaltung einer artenreichen Tier- und Pflanzenwelt wäre auf die besondere Bedeutung von Lebensgemeinschaften nährstoffarmer Standorte hinzuweisen.

Dieselbe Forderung gilt für die in § 2 BNatSchG festgelegten Grundsätze des Naturschutzes und der Landschaftspflege. Hier wäre in Abs. 1 Nr. 4 die natürliche unterschiedliche Nährstoffversorgung der Böden als besonders erhaltenswert herauszustellen.

Hinsichtlich der Düngung wäre Klarheit darüber zu schaffen, in welchem Umfang sie noch einer ordnungsgemäßen Landwirtschaft entspricht.

Weiterhin könnte hier auch festgelegt werden, daß bei oberirdisch zu gewinnenden Bodenschätzen die Flächen nach dem Abbau der natürlichen Sukzession zu überlassen sind und über einen langen Zeitraum nicht land- und forstwirtschaftlich genutzt werden dürfen.

Ebenfalls sollten gewisse Pufferzonen um nährstoffarme Lebensräume wie Heiden, Trockenrasen, Hochmoore und oligotrophe Oberflächengewässer festgelegt werden, was in § 20c BNatSchG zu verankern wäre.

Verbündete suchen

Neben den bisher genannten Strategien, die vom Naturschutz selbst entwickelt und umgesetzt werden können, gilt es verstärkt Verbündete in anderen Verwaltungsbereichen zu suchen bzw. andere Bereiche, die im besonderen Maße verantwortlich für die generelle Eutrophierung sind, in ihrer weiteren Entwicklung zu beeinflussen. Hierzu seien zwei Beispiele genannt.

Wasserwirtschaft

Nachdem Maßnahmen der Wasserwirtschaft in der Vergangenheit entsprechend dem gesetzlichen und politischen Auftrag oft für den Naturschutz problematisch waren, zeichnet sich nunmehr eine deutliche Änderung ab. Grund hierfür sind die zunehmenden Nährstoffeinträge in Grund- und Oberflächengewässer, die zu enormen Problemen führen. In diesem Zusammenhang sei auf das kürzlich erstellte Grundsatzpapier »*Wasserwirtschaftliche Randbedingungen für eine umweltfreundliche Landwirtschaft*« der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) hingewiesen, das der letzten Umweltministerkonferenz offiziell vorgelegt wurde.

Die hierin vorgelegten Daten zeigen, daß unsere Flüsse derzeit im Vergleich zu früheren Zeiten die siebenfache Phosphormenge und vierfache Nitratmenge in die angrenzenden Meere eintragen. Dieses führt zu einer zunehmenden Instabilität dieser Ökosysteme und zu negativen Veränderungen insbesondere in den küstennahen Flachwasserbereichen. Der Verursacheranteil dieser erhöhten Nährstoffe in den Flüssen wird derzeit beim Phosphor mit ca. 25 % und beim Stickstoff mit ca. 55 % der Landwirtschaft zugeschrieben. Aus diesem Grund wird man der inzwischen für Nord- und Ostsee international vereinbarten Nährstoffhalbierung bis zum Jahre 1995 nicht alleine durch die Verbesserung von Kläranlagen gerecht werden, sondern es wird auch zu einer flächenhaften Veränderung der bisherigen landwirtschaftlichen Praxis kommen müssen.

Als *Forderungen der Wasserwirtschaft an die Landwirtschaft*, die auch unseren Naturschutzzielen weitgehend entsprechen, seien aus oben genannter Arbeit folgende Punkte genannt:

- Extensivierung der Landwirtschaft generell, besonders jedoch auf leichten Böden und auf Moorböden;
- Zwang für Dauergrünland in sämtlichen Überschwemmungsgebieten;
- Anlage von Schutzstreifen entlang der Gewässer;
- Verpflichtung zum Zwischenfruchtanbau und zu einem gezielteren Düngereinsatz.

(Ähnliche Forderungen müßten auch an die Forstwirtschaft gerichtet werden mit dem Ziel, Kahlschläge zu vermeiden.)

Auch die inzwischen beschlossene Verbesserung der 38 vorhandenen Großkläranlagen in Schleswig-Holstein, die 82 % der kommunalen Abwässer erfassen und nun durch Einbau von Phosphatfällungsanlagen leistungsstärker werden, wird die Ökosysteme der Fließ-, Still- und Meerestwasser verbessern helfen und damit auch Naturschutzzielen entsprechen. Umfangreiche Programme zur Renaturierung von Fließgewässern sind zur Verbesserung der Selbstreinigungskraft zusätzlich erforderlich und werden von Naturschutzseite besonders gefordert.

Landwirtschaft

In Schleswig-Holstein werden über 70 % der Landesfläche landwirtschaftlich genutzt. Da die Intensität der landwirtschaftlichen Produktion in den letzten Jahrzehnten enorm gesteigert wurde und zusammen mit der modernen Intensivviehhaltung erheblich die auf dieser Tagung behandelten Probleme mit verursacht, muß im Bereich Landwirtschaft ein Schwerpunkt der Beeinflussung von Seiten des Naturschutzes liegen.

Zweifellos können die derzeitigen Änderungen der EG-Agrarpolitik, die eine Produktionsenkung nahezu aller Produkte zum Ziel haben, helfen, die Probleme zu mildern. Das im letzten Jahr begonnene *EG-Flächenstilllegungsprogramm*, bei



Intensiv bewirtschaftete Grünlandflächen bieten speziellen Vogelarten, zu denen auch Kiebitze (*Vanellus vanellus*) gehören, weniger geeignete Brutplätze.
(Foto: G. Vauk)

dem Landwirte gegen gute Bezahlung mitmachen können, wenn sie mindestens 20 % ihrer Ackerfläche stilllegen, wird allerdings aufgrund der aus Naturschutzsicht falsch gesetzten EG-Rahmenbedingungen kaum zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen führen. Die Bemühungen, mit den landeseigenen Richtlinien bei diesem Programm bevorzugt Gewässerrandstreifen aus der Bewirtschaftung oder auch besonders empfindliche Böden aus der Produktion zu nehmen, wurden bei der Umsetzung bisher leider kaum wirksam.

Inwieweit das ab 1990 laufende *EG-Extensivierungsprogramm* auf Ackerflächen, bei dem eine mindestens 20%ige Produktionssenkung auf der ganzen Fläche erfolgen muß, erfolgreich umgesetzt werden kann, ist derzeit nicht abzusehen. Gerade dieses Programm der generellen Extensivierung wäre jedoch aus Sicht des Naturschutzes außerordentlich notwendig, setzt jedoch eine kontrollfähige Ausgestaltung voraus.

Bei der ab 1989 wirksamen *»Vorruhestandsregelung«* sollten die aus der Produktion zu nehmenden Flächen für Gewässerrandstreifen und für Schutzstreifen an empfindlichen, nährstoffarmen Lebensräumen genutzt werden. Das Instrument der Flurbereinigung wäre hierzu einzusetzen, um so die aus der Produktion genommenen Flächen in der Landschaft entsprechend verteilen zu können. Voraussetzung für die Umsetzung dieses Programms sind erhebliche Geldmittel für den Ankauf und damit die dauerhafte Sicherung solcher Flächen.

Durch das *»Gesetz zur Förderung der bäuerlichen Landwirtschaft«* (Strukturgesetz), das eine direkte Einkommensübertragung an die Landwirte beinhaltet und ebenfalls 1989 in Kraft getreten ist, zeichnet sich ein weiterer Schritt in die vom Naturschutz gewünschte Richtung ab. Die Verteilung der durch einen Teil der Mehrwertsteuererstattung eingesparten Mittel wird nur an solche Betriebe erfolgen, die bestimmte Viehzahlen nicht überschreiten und aufgrund ihrer Flächengröße nicht mehr als drei Dungeinheiten je ha ausbringen müssen. Damit wird erstmals versucht, die für die Landwirtschaft notwendigen Subventionen mit Umweltauflagen – auch wenn sie

in dieser Form nicht befriedigen können – zu koppeln.

Generelles Ziel bei der Weiterentwicklung der Agrarpolitik sollte es sein, die *Rahmenbedingungen für die Landwirte* so zu gestalten, daß diese im Einklang mit Natur und Landschaft wirtschaften können. Dieses scheint besonders in den Industrieländern mit ihrer durch die Industrie teilweise unvermeidbaren Umweltbelastung notwendig. Besonders wäre dieses auch für Schleswig-Holstein als Fremdenverkehrs- und Küstenland wichtig.

In diesem Sinne sollten folgende Maßnahmen in Schleswig-Holstein möglichst umgehend umgesetzt werden:

- Ausdehnung und Verbesserung des landeseigenen Grünland-*Extensivierungsprogrammes*. Hierzu werden mehr Finanzmittel benötigt.
- Förderung des *ökologischen Landbaus*. 1989 wird in Schleswig-Holstein lediglich die Umstellung von 1500 ha auf diese Wirtschaftsweise gefördert werden können.
- Erlass einer *Gülle-Verordnung*; vor allem jedoch intensive Förderung aller Verfahren zur Aufbereitung von Gülle zu umweltverträglicherem Dünger unter Vermeidung von Ammoniak-Emissionen.

Mittelfristig sollten folgende Vorstellungen durchgesetzt werden:

- Durchführung und Umsetzung der *»Vorruhestandsregelung«* in solcher Weise, daß ausreichende Flächen dauerhaft für Natur- und Gewässerschutz aus der Bewirtschaftung fallen. Ebenfalls ist der Waldanteil hierdurch in Schleswig-Holstein deutlich zu erhöhen. Die aus der Nutzung fallenden Flächen sind dabei durch vereinfachte Flurbereinigungsverfahren o. ä. Programme in der Agrarlandschaft zu verteilen.
- Weiterentwicklung des *EG-Programms zur Ackerflächenstilllegung*, um zu ermöglichen, daß eine dauerhafte Stilllegung von Gebieten, von streifenförmigen Flächen für das notwendige Biotopverbundsystem, von Flächen entlang von Gewässern und empfindlicher Biotope und die Umwandlung von Ackerflächen in extensiv zu nutzendes Grünland erfolgt bzw. bevorzugt gefördert wird.

- Schwerpunktmäßige Durchführung des *»EG-Extensivierungsprogramms im Ackerbereich bei Überschußprodukten«* (z. B. Verbot von Halmverkürzern, was eine Düngerreduktion notwendig macht), d. h. flächenhafte Produktionsminderung und damit Verminderung der Umweltbelastungen.
- Änderung des *Gesetzes zur Gemeinschaftsaufgabe (GA) »Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes«*, um künftig verstärkt Maßnahmen des Naturschutzes finanzierbar zu machen. Sollte dieses nicht möglich sein, muß eine *Gemeinschaftsaufgabe »Naturschutz«* entwickelt werden, weil die dringend notwendigen finanziellen Aufwendungen zur Lösung von Problemen, die durch die Agrarpolitik geschaffen worden sind, nicht mehr alleine durch die Länder finanzierbar sind.
- Änderung der *Ausgleichszulage* in *»benachteiligten Gebieten«*, um extensive Wirtschaftsweisen stärker zu fördern und nicht wie bisher in diesen ökologisch besonders empfindlichen Gebieten die Landwirtschaft zu intensivieren. Dieses ist besonders in den ausgedehnten schleswig-holsteinischen anmoorigen Niederungen des Eider-Treene-Sorge-Gebietes notwendig, um hier die Austräge von Phosphaten zu reduzieren, die bei intensiver Bewirtschaftung stattfinden. Hierzu gibt es bereits Überlegungen der EG-Kommission, die nachhaltig gestützt werden sollten.
- Ebenfalls sind die Überlegungen der EG-Kommission nachdrücklich zu unterstützen, *neue Beihilferichtlinien* im Bereich *»Schutz der ländlichen Umwelt«* (Dokument KOM – 88 501) zu entwickeln. Derzeit sind in der Überlegung
 - Beihilfen für die Einführung umweltverträglicher Betriebspraktiken
 - Beihilfen für die Einführung von Methoden der biologischen Landwirtschaft
 - Beihilfen für Flächenstilllegung zu Zwecken des Umweltschutzes; 10 % der Fläche der Gemeinschaft soll hierfür vorgesehen und dauerhaft aus der Nutzung genommen werden.
 - Beihilfen für Aufforstungen, wo Wald die ökologische Funktion der Landschaft verbessert.
 - Beihilfen für die Extensivierungsförderung.
- Besteuerung des Stickstoffs bei gleichzeitiger Erstattung des Gewinnausfalles, d. h. verstärkte direkte und produktionsneutrale Unterstützung der Landwirtschaft. Gegebenenfalls sind andere umweltbelastende produktionssteigernde Mittel mit Sondersteuern zu belegen.

Anschrift des Verfassers

Dr. Arnd Rüger
Ministerium für Natur, Umwelt
und Landesentwicklung
Postfach 6209
2300 Kiel 14

Zum chemischen Bodenzustand von Waldökosystemen*

Von Gerhard Büttner

Nährstoffeinträge in Ökosysteme sind natürliche Bestandteile aller Standorte. In Gebieten mit Meeresnähe kann der Pflanzenbedarf über diese Deposition – mit Ausnahme des Stickstoffs – gedeckt werden.

Die Veränderung des *chemischen Klimas* durch den Menschen führte dazu, daß zunehmend auch im Binnenland Nährstoffe aus Quellen wie Verbrennungsprozessen, Bergbau und Landwirtschaft die Standorte bereichern. Allerdings war diese »Düngung« mit der Anlieferung von erheblichen Säuremengen verbunden. Mit der Zunahme von Verbrennungsprozessen wurde jetzt auch Stickstoff in einer pflanzenverfügbaren Form überreichlich geliefert (Tabelle 1).

Eine besondere Rolle spielt beim Depositionsvorgang die Filterwirkung von Waldökosystemen (Tabelle 2).

Die Säurebelastung hatte zunächst eine wachstumsfördernde Wirkung.

Durch die säurebedingten Pufferreaktionen im Boden wurden reichlich Nährstoffionen freigesetzt und die deponierten Protonen verbraucht oder gespeichert (Abbildung 1).

Nur Systeme mit geringer Pufferkapazität zeigten rasch die Problematik einer solchen Düngung: Das Seensterben ging dem Waldsterben voran. Doch zusammen mit der Stickstoffdeposition gab es in den Wäldern zunächst einen regelrechten Wachstumsboom. Je nach Standort und nachlassender Pufferkapazität zeigten die Standorte anschließend gravierende Schäden:

- niedrige pH-Werte (hohe Säurestärke)
- Nährstoffverluste (Tabelle 3)
- hohe Mengen aufgespeicherter Säure

In dieser Situation werden die meisten carbonatfreien Standorte bundesdeutscher Wälder auch heute von noch immer zu hohen Säuregaben, hohen Nährstoffmengen und z. T. exzessiv hohen Stickstoffmengen beliefert.

Die stark versauerten Standorte haben keine Möglichkeit der Speicherung der angelieferten Nährstoffe, weil die Austauschplätze durch Säuren belegt sind (H, Al, Fe, Mn), und zwar bis zu 98 %, so daß nur noch 2 % für eine Nährstoffspeicherung in Frage kommen. Nur die obersten Horizonte können noch einen Teil der deponierten Nährstoffe verwerten, da dort

die Wurzelaufnahme eine direkte Aufnahme ermöglicht. In tieferen Horizonten passieren diese Stoffe das System. Zusätzlich werden weitere Nährstoffe durch die Säuren ausgetauscht (H gegen K, Ca, Mg).

Der Stickstoff spielt heute eine besondere Rolle als Luftverunreinigung (Tabelle 4).

Zwei Fälle sind hierbei zu unterscheiden:

a) Stickstoff in der Form des Nitrats (NO_3^-).

In der Regel erfolgt die Deposition als HNO_3 , also als starke, mineralische Säure. Prinzipiell wird die Säurewirkung wieder aufgehoben, da die Pflanzen bei der Nitraternährung Protonen verbrauchen. Allerdings überschreitet die Stickstoffdeposition den Pflanzenbedarf, so daß jedes nicht verbrauchte Mol HNO_3 potentiell ein Proton liefert.

b) Stickstoff in der Form des Ammoniums (NH_4^+).

Da dieser Stickstoff meist als NH_3 emittiert wurde, fand in der Atmosphäre eine Pufferung der dort vorhandenen Säure statt ($\text{NH}_3 + \text{H}^+ \rightarrow \text{NH}_4^+$). Die Ammoniumdeposition ist deshalb häufig mit hohen pH-Werten (bis über 7) begleitet. Erst bei der Ammoniumer-

Tab. 1: Raten der Niederschlagsdeposition (kg/ha/Jahr): Wingst Abt. 221 (südlich von Cuxhaven), Abt. 28 (Fichte) 1983–1986 (meer- und landbürtig) und Solling Fichte (SLF1) 1969–1983

Flächen	H ₂ O	H	Na	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	SO ₄ -S	PO ₄ -P	Cl	NH ₄ -N	NO ₃ -N	N _{org} -N	N _{ges}
Abt. 221*	\bar{x} 874	0.35	28.9	4.6	4.7	3.4	0.4	0.3	1.0	17.0	0.5	51.3	12.3	6.3	4.5	23.0
Abt. 28	\bar{x} 874	0.23	27.3	4.4	5.1	3.3	0.2	0.1	0.6	16.1	0.7	46.6	13.1	6.7	4.8	24.6
SLF1	\bar{x} 1017	0.79	7.9	3.7	10.0	1.8	0.8	0.4	1.1	23.4	0.4	16.8	11.6	8.4	4.5	24.3

* nur 1983–1984

Tab. 2: Raten der Kronentraufe (kg/ha/Jahr): Wingst Abt. 221, Abt. 28 (Fichte) 1983–1986 (meer- und landbürtig) und Solling Fichte (SLF1) 1969–1983

Flächen	H ₂ O	H	Na	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	SO ₄ -S	PO ₄ -P	Cl	NH ₄ -N	NO ₃ -N	N _{org} -N	N _{ges}
Abt. 221	\bar{x} 490	0.29	53.3	31.9	18.2	8.4	0.3	1.3	0.92	51.2	1.6	100.2	36.8	10.4	8.2	55.4
Abt. 28	\bar{x} 470	0.19	54.7	30.1	17.9	8.6	0.3	0.6	0.9	54.4	1.0	102.4	42.3	10.9	11.2	64.5
SLF1	\bar{x} 747	3.1	17.4	28.6	32.5	4.9	2.1	5.5	3.0	85.2	0.5	39.4	15.4	15.6	10.6	39.8

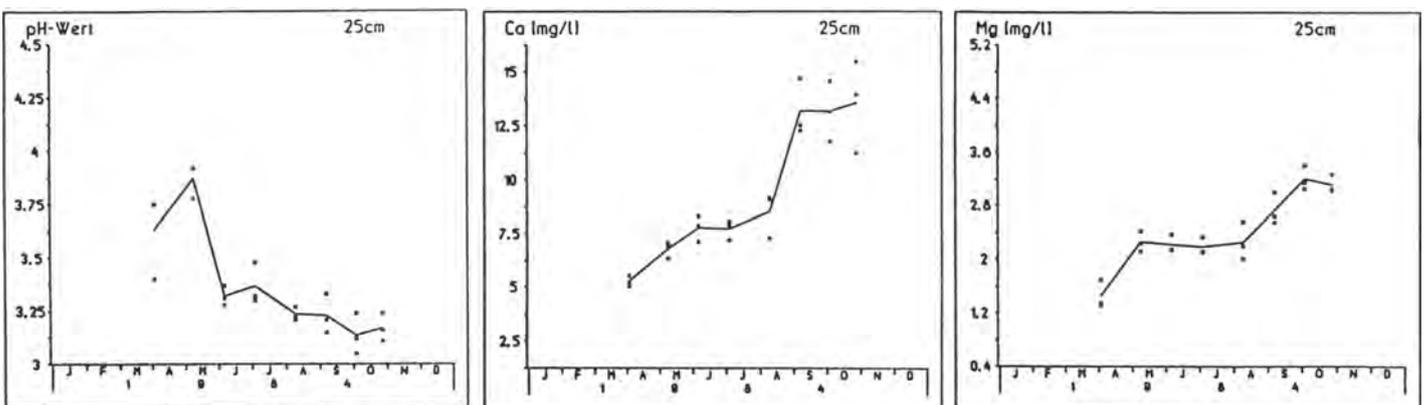


Abb. 1: Erhöhte Ca- und Mg-Gehalte in der Bodenlösung als Folge niedriger pH-Werte (Wingst, Abt. 221)

Tab. 3: Nährstoffinventuren im Solling unter Fichte (Wurzelraum bis 50 cm Tiefe)

	austauschbare Bodenvorräte		Verlust %	Vorrat im Bestand kg/ha	Depositionsrate kg/(ha · a)	Aufnahmerate kg/(ha · a)
	Soll kg/ha	Ist kg/ha				
K	1000	320	68	400	10	40
Ca	15000	290	98	410	25	35
Mg	1000	53	95	56	5	4

Tab. 4: N-Deposition ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) Westerberg (Abt. 28) (Wingst)

Jahr		NH ₄ -N	NO ₃ -N	N _{org}	Σ
1983	GD	46.0	17.3	18.8	82.4
	ND	15.8	8.6	6.5	30.9
1984	GD	39.3	10.3	7.4	57.0
	ND	11.4	5.9	3.6	20.8
1985	GD	33.4	8.9	4.0	46.3
	ND	11.3	6.0	2.6	19.9
1986	GD	50.6	7.2	14.5	72.3
	ND	14.0	6.3	6.5	26.8

GD = Gesamtdeposition an Stickstoff (Kronentraufe)
ND = Niederschlagsdeposition an Stickstoff

nahrung wird diese Säure wieder freigesetzt, da die Pflanzen die Amino-Gruppe NH₂ aufbauen und dabei Protonen »übrigbleiben«. So bedingt die Ammoniumdeposition prinzipiell eine Bodenversauerung, die über pH-Wertmessungen im Niederschlag nicht erfaßbar ist.

Die potentiell mögliche Versauerung durch die Deposition von Stickstoff kann die Protonenbelastung (Säuredeposition) deutlich übersteigen (Tabelle 5).

* Anmerkung der Schriftleitung: Obwohl thematisch dem 1. Teil des Heftes zugeordnet, mußten diese Arbeiten aus redaktionellen Gründen an dieser Stelle erscheinen.

»Eutrophierung« durch Erhöhung der Lufttemperatur und atmosphärische CO₂-Konzentration: Ein künftiges Problem des Naturschutzes*

Von Christoph Leuschner

Eutrophierung bezeichnet die Verbesserung des Angebotes an Nährstoffen oder Nahrung für die Organismen eines Lebensraumes. Betrachtet man die grünen Pflanzen, werden unter Nährstoffen gemeinhin essentielle Elemente wie Stickstoff, Phosphor, Magnesium usw. verstanden, deren vermehrtes Angebot in der Natur häufig erhöhtes pflanzliches Wachstum zur Folge hat. Folgerichtig behandeln die Beiträge dieses Seminars unter dem Begriff der Eutrophierung vornehmlich die Auswirkungen des Eintrages ebensolcher Nährstoffe in verschiedene mitteleuropäische Ökosysteme.

In diesem Beitrag soll versucht werden, in kurzer Form eine aktuelle Problematik an-

Tab. 5: Protonen- und Stickstoffbilanz Westerberg (Abt. 28) (Wingst). (Versickerungsrate über Chlorid menge berechnet)

Jahr	H ₂ O mm	H	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Versauerungs- potential
Eintrag	489	1.8	2.8	0.7	
Austrag	234	0.2	0.6	1.6	
Δ 1984		1.6	2.2	-0.9	4.7
Eintrag	410	1.9	2.4	0.6	
Austrag	129	0.1	0.2	1.1	
Δ 1985		1.8	2.2	-0.5	4.5
Eintrag	456	1.7	3.6	0.5	
Austrag	135	0.2	0.1	1.0	
Δ 1986		1.5	3.5	-0.5	5.5

Zusammenfassung

Ohne Ausnahme tragen alle Standorte Zeichen einer Mißhandlung (meist mehr oder weniger deutliche Spuren einer Versauerung). Die Eutrophierung von Standorten ist auch heute noch meist mit einer Säuredeposition verknüpft. Häufig sind die Nährstoffanlieferungen mit einer entsprechenden Verlustrate über das Sickerwasser begleitet. Ungeeignete Zusammensetzungen der Nährstoffe führen teilweise zu erheblicher Nährstoffkonkurrenz (NH₄/Mg-

zureißen, die m. E. ebenfalls als eine Form von Eutrophierung zu begreifen ist und deren Auswirkungen auf die heimischen Ökosysteme zwar – anders als bei den Nährelement-Einträgen – noch nicht unmittelbar sichtbar sind, die aber vermutlich in Zukunft ein Kernproblem des Arten- und Ökosystemsches in Mitteleuropa darstellen werden.

Kohlendioxid stellt die Grundlage der pflanzlichen Photosynthese und damit einen wichtigen »Nährstoff« dar. Findet keine gravierende Änderung des menschlichen Wirtschaftens auf der Erde statt, so ist in absehbarer Zukunft mit einer Verdoppelung (bis Vervielfachung) des atmosphärischen CO₂-Partialdruckes zu rechnen.

Verhältnis). Es gilt bei der Betrachtung der Nährstoffdeposition auch die Umwandlungsprozesse und -produkte zu berücksichtigen (Versauerung durch NH₄-Ernährung, Aluminiumfreisetzung und pH-Ab-senkung bei HNO₃-Deponation). Alle Standorte müssen vor weiterer Belastung bewahrt werden, teilweise sind umfangreiche Sanierungen auf wissenschaftlicher Grundlage erforderlich. Eine ungestörte Beobachtung von Ökosystemen ist heute nicht mehr möglich.

Literatur

- BEESE, F.; MATZNER, E., 1987: Langzeitperspektiven vermehrten Stickstoffeintrages in Wald-ökosystemen: Droht Eutrophierung? In: G. GLATZEL (Hrsg.): Möglichkeiten und Grenzen der Sanierung immissionsgeschädigter Waldökosysteme. Wien, 1987, pp. 34–53.
- BÜTTNER, G.; LAMERSDORF, N., 1985: Deposition und Stoffaustausch aus unterschiedlich geschädigten Fichten-Ökosystemen der Wingst. – Ber. d. Forschungszentrums Wald-ökosysteme, Universität Göttingen, Exkursionsführer Sommer 1985, S. 331–357.
- BÜTTNER, G.; LAMERSDORF, R.; SCHULTZ, R.; ULRICH, B., 1986: Deposition und Verteilung chemischer Elemente in küstennahen Waldstandorten – Fallstudie Wingst, Abschlußbericht. – Ber. d. Forschungszentrums Wald-ökosysteme, Universität Göttingen, Reihe B, Band 1.
- ULRICH, B.; BÜTTNER, G., 1985: Waldsterben – Konsequenzen für die forstliche und landwirtschaftliche Ertragskraft. – Informationen zur Rahmenentwicklung 10/1985, S. 879–891.

Anschrift des Verfassers

FR G. Büttner
Institut für Bodenkunde
und Waldernährung
Büsgenweg 2
3400 Göttingen

Auswirkungen auf das pflanzliche Wachstum sind dabei in erster Linie in zweierlei Hinsicht zu erwarten:

(a) Nach Untersuchungen an landwirtschaftlichen Nutzpflanzen wird vermutet, daß eine CO₂-Verdoppelung in der Atmosphäre die Netto-Photosynthese-Leistung solcher Pflanzen um grob 18 % erhöhen sollte, während die Transpiration (unter identischen Umweltbedingungen) infolge verringerter Stomaöffnung um etwa 23 % verringert wäre (CURE und ACOCK 1986). Diese Berechnungen berücksichtigen jedoch keine Kompensations-Mechanismen von seiten der Pflanze (z. B. verringerte Stomadichte).

In der Literatur herrscht jedoch die Ansicht vor, daß die indirekte Einflußnahme durch CO₂-induzierte Temperaturerhöhung (s. u.) viel gravierender ist als dieser direkte CO₂-Effekt auf die Pflanze (z. B. PARRY und CARTER 1987).

(b) In verschiedenen Szenarien, die atmosphärische Zirkulationsmodelle (GCM's) benutzen, wird eine globale Erhöhung der bodennahen Lufttemperatur um 1,5–4,5 °C bis zum Jahre 2040 für wahrscheinlich gehalten (z. B. BACH 1986, 1987; HANSEN et al. 1984). Ein weiterer Anstieg ist darüber hinaus zu vermuten. Als Ursachen gelten verschiedene sogenannte Treibhausgase, unter denen CO₂ und CH₄ die bedeutsamsten sind. Für Mitteleuropa wird danach eine Veränderung des durch ozeanische (atlantische) Luftmassen geprägten Klimas zu einem stärker kontinental gefärbten Klimatypus erwartet. Eine signifikante Erwärmung ist insbesondere im Winter zu erwarten, woraus u. a. vielfältige Beeinflussungen des hydrologischen Regimes resultieren können. Dem stunden aridere Sommer in Mitteleuropa gegenüber, da erhöhte Sommertemperaturen nicht durch erhöhte Niederschläge begleitet würden (KINDLER 1987).

Die Folgen für die mitteleuropäischen Pflanzen- und Tierarten wie auch Ökosysteme dürften vielfältiger und kaum vorhersagbarer Natur sein.

Will man mögliche Auswirkungen auf biologische Systeme abschätzen, tritt zu der Unsicherheit der klimatologischen Szenarien die Vielzahl der möglichen und je nach Organismus unterschiedlichen Reaktionen auf eine Erhöhung der Temperatur und CO₂-Konzentration. Dieses fast ausschließlich auf hypothetischem Wissen fußende Gebiet soll hier nur in Form einiger Hinweise angeschnitten werden.

In den gemäßigten Breiten besitzt wahrscheinlich kein Umweltfaktor eine vergleichbar große Bedeutung als limitierende oder steuernde Größe des pflanzlichen Stoffwechsels wie die standörtlichen Temperaturverhältnisse. Für die meisten mit-

teleuropäischen Gefäßpflanzen würde eine Minderung der Winterkälte eine erhebliche Verlängerung der Vegetationsperiode bedeuten. Gleichzeitig könnte dies vielen wärmegebundenen Arten potentielle Arealerweiterungen nach Norden erlauben (gegenwärtig entspricht eine Temperaturdifferenz von 2 °C des Jahresmittels etwa 300 bis 500 km in der Breitenlage in Mitteleuropa).

Eine Erhöhung der Sommertemperaturen kann zudem Pflanzen Konkurrenzvorteile bieten, die ein höheres Temperatur-Optimum der Photosynthese besitzen. Gleichzeitig ist eine Begünstigung von xerotoleranten Arten unter Bedingungen verstärkter sommerlicher Aridität anzunehmen.

Abschließend bleibt festzustellen, daß in analoger Weise, wie dies durch Zufuhr von Nährelementen (Eutrophierung im engeren Sinne) geschieht, auch durch eine CO₂-induzierte Erhöhung der Lufttemperatur Veränderungen in Häufigkeit und Verbreitung terrestrischer Pflanzenarten zu erwarten sind. Diese Situation wird den Naturschutz vor neue, schwierige Aufgaben stellen. Innerhalb eines Ökosystems werden dabei sich verändernde Konkurrenzverhältnisse zwischen einzelnen Arten als treibende Kraft ökosystemarer Umstrukturierungen fungieren. Beispielsweise könnten durch höhere Temperaturen stärker begünstigte Arten weniger bevorzugte Spezies einer Gesellschaft (z. B. boreale Florenelemente oder atlantisch verbreitete Sippen) zurückdrängen. Derartige Verschiebungen in der floristischen Zusammensetzung von Pflanzengesellschaften lassen sich auch gegenwärtig – allerdings mit geringer Intensität – als Folge unterschiedlich warmer oder feuchter Jahre (z. B. in Trockenrasen) beobachten und können uns eine Vorstellung von zu erwartenden Entwicklungen geben.

Heimische Ökosysteme in ihrer Gesamtheit vor dem Hintergrund sich ändernder globaler Temperaturverhältnisse für die Zukunft zu erhalten, mag sich in Zukunft als unmöglich erweisen. Defensive Maßnahmen des Arten- und Ökosystemschutz-

zes dürften dieser Aufgabenstellung – würden die Szenarien Wahrheit werden – nicht gerecht werden. Dennoch soll dieser kurze Beitrag mit dazu beitragen, Aufmerksamkeit auf diese m. E. auch für den regionalen Naturschutz gravierende Problematik zu lenken und frühzeitig Verantwortliche in der Politik zu mobilisieren.

Literatur

- BACH, W., 1986: Isopleth maps on mean monthly and annual data of the GISS-GCM program. – European Workshop on Interrelated Bioclimatic and Land Use Changes. Noordwijkerhout.
- 1986: Global air pollution: Modeling the combined greenhouse effect of CO₂ and other trace gases. – Proceed. 7th World Air Congress and Exhib., Sydney, pp. 330–340.
- 1987: Szenario Analysis. – Prepared for the European Workshop on Interrelated Bioclimatic and Land Use Changes. Noordwijkerhout.
- CURE, J. D.; ACOCK, B., 1986: Crop responses to carbon dioxide doubling: a literature survey. – Agr. Forest Meteor. 38, 127–145.
- HANSEN, J. A.; LACIS, A.; RIND, D.; RUSSELL, G.; STONE, P.; FUNG, I.; RUEDY, R.; LERNER, L., 1984: Climate sensitivity: Analysis of feedback mechanisms. In: J. HANSEN, T. TAKAHASHI (eds.): Climate Processes and Climate Sensitivity. – Geophys. Monogr. 29, Maurice Ewing Vol. 5, pp. 130–163. Amer. Geophys. Un., Wash., D. C.
- KINDLER, J., 1987: Impacts of CO₂-induced climatic change on water resources in the Central European Lowlands. – Prepared for the European Workshop on Interrelated Bioclimatic and Land Use Changes. Noordwijkerhout.
- PARRY, M. L.; CARTER, T. R., 1987: Possible effects of the GISS 2×CO₂ climatic scenario on agriculture in lowland Europe. Draft prepared for the European Workshop on Interrelated Bioclimatic and Land Use Changes, 2–6 March, 1987, Noordwijkerhout.

Anschrift des Verfassers

Dr. Ch. Leuschner
Lehrstuhl für Geobotanik
Universität
Untere Karspüle 2
3400 Göttingen

Stellungnahmen zum Thema

»Eutrophierung – das gravierendste Problem im Naturschutz?«

Dr. Lutz Fäher

Altes Forstamt
2412 Ritzerau

»Naturschutz heute« bedeutet defensive Verzögerungstaktik gegen die Selbstzerstörung der Menschheit, getragen von einigen wenigen, die die sichtbaren suicidalen Abläufe nicht hinnehmen wollen. Ein wesentlicher Grund für die Negativbilanz im Naturschutz ist die Befangenheit von uns Menschen in unserem instinktiven, evolutionär entstandenen Verhaltensspan-

zer. Als abhängiges Element im unüberschaubaren superkomplexen Ökosystem handeln wir zwanghaft zum unmittelbar überschaubaren Vorteil nur unserer eigenen Person, vielleicht noch der Familie. Dieses egozentrierte Verhalten verhindert kollektive Vernunft. Es erklärt die Unfähigkeit der Menschheit zu ihrer eigenen Rettung.

Es gibt genügend Alarmzeichen, die – rational verarbeitet – die weit fortgeschrittene Erosion des Funktionierens von Natur signalisieren. Während Wissenschaftler noch darum bemüht sind, das THIENE-

MANNsche Gesetz in Anwendung auf Tier- und Pflanzenarten zu falsifizieren, hat sich homo sapiens selbst längst zu derjenigen dominierenden Art entwickelt, die mit exponentiell wachsender Individuenzahl das Abgleiten in das Pessimum der Biozönose »Erde« offenlegt. Die Erdbevölkerung von heute 5 Mrd. Menschen wird voraussichtlich in rd. 20 Jahren auf 10 Mrd. und in 40 Jahren vielleicht auf 20 Mrd. angewachsen sein. Durch den Anspruch auf Besitzstandswahrung in den wohlhabenden Industrieländern und die verständlichen Erwartungen auf ein materiell besseres Le-

ben in der Dritten Welt wird die Erde spätestens dann allein durch den Umsatz von Materie und Energie für 20 Mrd. Menschen und durch die daraus resultierenden Emissionen so destabilisiert sein, daß der Begriff »Naturschutz« durch den schon heute treffenden Ausdruck »Überlebenskampf« ersetzt werden muß. Dabei hätte »Naturschutz«, basierend auf der Einsicht in die ökosystemare Wirklichkeit, genau das Gegenteil, nämlich die Arterhaltung für homo sapiens, bewirken können. Ökologisches Verhalten bedeutet »Haushalten«, d. h. über Materie, Energie und Informationen so zu verfügen, daß artgemäßes Leben von Pflanze, Tier und Mensch nachhaltig gesichert bleibt.

Die mit der Vernunft zum individuellen Vorteil begabte Menschheit hat auf der Jagd nach Wachstum den Einsatz von Materie, Energie und Information nicht haushälterisch betrieben, sondern ihn ganz einfach maximiert. Ein wesentliches Kuppelprodukt in dieser Material- und Energieschlacht sind eutrophierende und toxische Stoffe. »Eutrophierung« als langfristig lebensfeindliche Erscheinung ist mit dem heutigen Wissen über die Gründe der Entstehung und die katastrophale Wirkung im Ökosystem ein Euphemismus, nur zu erklären aus der historischen Perspektive oder der rein wissenschaftlich-deskriptiven Intention. Im Kontext der hiesigen Tagung könnte unser Anliegen umformuliert werden:

»Anthropozentrischer Überfluß im Ökosystem – das gravierendste Problem für den Naturschutz?«

Die Bejahung als gravierendstes Problem wäre die Bejahung eines symptomorientierten Naturschutzes. Darauf ausgerichtete Ziele und Strategien müßten scheitern, weil sie die Ursachen nicht erreichen. Die Ursachen allerdings liegen in der Qualität und der Quantität von Menschen auf dieser Erde. Diese Ursachen beheben zu können, würde bedeuten, in der Lage zu sein, sich am eigenen Schopfe aus dem Sumpf zu retten.

Daß wir dennoch Naturschutz betreiben, ist eine eindrucksvolle Dokumentation idealistischer und ganzheitlich bemühter Denkweise einzelner weniger Individuen. Gerade diese sind allerdings auch in der Lage zu erkennen, daß die gigantische komplexe Erd-Sukzession über solche kleinen Naturschutz-Nadelstiche beinahe unverändert hinweggehen wird. Aber wer mag das einfach hinnehmen? Deswegen hoffe auch ich in vorteilsorientierter Weise, daß die Erkenntnisse aus dieser Tagung bei einigen zur Umkehr, zur Minimierung der Eutrophierung, führen mögen.

Forstrat Dr. F. Griese

Nieders. Forstliche Versuchsanstalt
Abt. Waldschutz
Grätzelstr. 2
3400 Göttingen

Bei Naturwaldreservaten und Naturwäldern handelt es sich um Waldflächen, in denen keinerlei Eingriffe mehr vorgenom-

men werden. Sie sind so angelegt, daß alle wichtigen Waldstandorte in ihnen repräsentiert sind. Der gesamte Flächenumfang wird in Niedersachsen künftig ca. 3200 ha betragen. Es ist das Ziel, diese Waldflächen einer ungestörten und unbeeinflussten natürlichen Eigendynamik zu überlassen und die Entwicklung ungestörter Waldökosysteme wissenschaftlich zu beobachten.

Aber was heißt hier schon »ungestört« und »unbeeinflusst«? Der Mensch verändert in massiver Weise die chemischen Umweltbedingungen durch Immissionen von Stickstoff- und Säureverbindungen, auch durch viele andere Stoffe. Sogar das Großklima und Strahlenverhältnisse werden anthropogen abgewandelt. Die Schalenwildproblematik wirkt dagegen fast peripher. Die weitere Entwicklung und die diesbezüglichen Untersuchungsergebnisse stehen vollständig unablässig unter dem Vorzeichen menschlicher Einflußnahme. Puritanisch gesehen bräuchte man mit den Untersuchungen gar nicht erst zu beginnen. Die Stoffeinträge sind, kurz gesagt, auch für die Naturwaldreservate von fataler Bedeutung.

Eine isolierte Betrachtung der Stickstoffeinträge wird allerdings nicht für zweckmäßig gehalten. Alle Stoffeinträge stellen zusammen einen Problemkomplex dar. Wir reden hier alle von Eutrophierung und meinen damit doch »nur« den übermäßigen Eintrag des Nährelementes Stickstoff. Unsere Pflanzen benötigen zum Wachstum noch eine ganze Reihe weiterer Stoffe, wie überhaupt ein *insgesamt* zuträgliches chemisches Milieu. Will man die Ernährungssituation der Flora beurteilen, muß man die Veränderungen bei *allen* Nährelementen berücksichtigen. Dazu ist festzustellen, daß der Zunahme der Stickstoffvorräte eine starke Abnahme aller übrigen Nährelemente gegenübersteht. Letzteres wird ausgelöst durch die hohen Säureeintragsraten, die nicht nur Waldökosysteme in extremer Weise schädigen, sondern ebenso alle Nicht-Wald-Naturschutzgebiete betreffen. Hierin erkenne ich ein gleichermaßen gravierendes Problem für Mensch und Natur.

In den Wäldern Niedersachsens wird inzwischen Kalk ausgebracht. Diese Maßnahmen werden vielfach argwöhnisch bis ablehnend kommentiert, vor allem von Vertretern des Naturschutzes. Dabei wird nicht erkannt, daß diese Maßnahmen als ein Gegeneingriff zu verstehen sind, um die massiven Schädigungen der Bodenfruchtbarkeit einzudämmen und der Versauerung wie den *Austrägen* wichtiger Nährelemente Einhalt zu gebieten. Die Kalkungsmaßnahmen haben nicht rein monetär ausgerichtete Ertragssteigerungen zum Ziel im Sinne einer Düngung. Es wird auch nicht reiner Kalk ausgebracht, sondern es sind andere Nährelemente beigemischt, um die hohen Verluste wenigstens teilweise etwas auszugleichen und die gesamten Nährstoffverhältnisse wieder ein wenig ins Lot zu bringen. Soweit

durch die Kalkung nun doch zusätzlich etwas Stickstoff freigesetzt wird, so muß dies als das geringere Übel gewertet werden gegenüber der sonst unaufhaltsamen, irreparablen Schädigung des *ganzen* Ökosystems. Ich meine, daß durch die Stoffeinträge wie durch andere globale Vorgänge die natürlichen Lebensgrundlagen von Mensch *und* Natur auf dem Spiele stehen. Denken wir z. B. an die Qualität des Grundwassers, das viel in Waldgebieten gewonnen wird und zu dessen Schutz eine Kompensationskalkung ebenfalls angetan ist (Stichwort: Aluminium-Freisetzung). Im übrigen wird bei der Waldkalkung standörtlich differenziert. Ich halte es daher im Sinne des Schutzzweckes der Naturwaldreservate für erforderlich, diese, soweit nach der standörtlichen Ausstattung eine Verschlechterung erwartet werden muß, ebenfalls in die Kalkungsmaßnahmen mit einzubeziehen.

Seit Jahrtausenden hat der Mensch in der Natur Mitteleuropas herumgefummelt und dabei aus der sich wandelnden Naturlandschaft eine sich stets wandelnde Kulturlandschaft gemacht. Die anthropogenen Nutzungen hatten bis in die jüngste Zeit hinein standortsverarmende Wirkung durch Nährstoffexport und -verbrauch. Dieses hat sehr vielen von den uns heute so wertvoll erscheinenden, konkurrenzschwachen Pflanzenarten erst den Lebensraum erhalten oder geschaffen, aus dem sie nun durch die weiteren, starken Wandlungen der Kulturlandschaft gedrängt werden. Der Naturschutz könnte in eine Sackgasse geraten, wenn er sich auf den Schutz bestimmter, auffälliger Arten einengt und Gesamtzusammenhänge aus dem Auge verliert. Naturschutz müßte mehr sein und letztlich auch auf global wirksame Strategien pochen.

Der Naturschutz hat viele Probleme. Stoffeinträge, nicht nur N-Immissionen, sind mit Sicherheit sehr gravierend. Einzig die Ausschaltung der Emissionsquellen kann wirksame Abhilfe schaffen. Dies ist nur auf politischem Wege zu lösen. Vielleicht liegt da das gravierendste Problem des Naturschutzes?

Forstoberrat Dr. Udo Hanstein

Staatl. Forstamt Sellhorn
3045 Bispingen

Mein Beitrag bezieht sich nur auf die Wald- und Heidegebiete im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide, mit denen ich dienstlich oder ehrenamtlich befaßt bin. Der Praktiker auf der unteren Ebene hat keinen Einfluß, um gegen die Immissionen zu kämpfen. Er muß sie bis auf weiteres hinnehmen und sein Planen und Handeln im Naturschutz darauf einstellen. Er kann auch keine wissenschaftlichen Untersuchungen anstellen, sondern muß versuchen, die Aussagen der Wissenschaft mit den Beobachtungen am Objekt irgendwie in Einklang zu bringen.

Am deutlichsten zu erkennen ist m. E. der Stickstoffeintrag, aber er kann nicht losgelöst vom Säureeintrag gesehen werden bzw. er trägt auch mit zur Versauerung bei.

Die Heide verdankt ihre Entstehung ohnehin dem kräftigen Nährstoff-, besonders Humus- und Stickstoffentzug durch den Menschen. Durch geeignete Techniken des Mähens, maschinellen Plaggens oder Brennens dürfte sich wohl die Nährstoffarmut auf diesen begrenzten Flächen (rd. 3000 ha im NSG Lüneburger Heide) auch gegen vermehrte Zufuhr aus der Luft vorerst aufrecht erhalten lassen – sofern die Verantwortlichen es wollen. Das bedeutet allerdings, daß zugunsten der Erhaltung der Heidebiotope die Bedenken des Artenschutzes oder gar Tierschutzes zurücktreten müssen. Eine starke Richtung im Naturschutz scheut die für den Nährstoffentzug nötigen Maßnahmen, weil dadurch zwangsläufig Tiere getötet oder Tierbestände geschädigt werden. Aber hiervon einmal abgesehen, halte ich die Heideerhaltung im hiesigen Raum für weniger schwierig als z. B. die Rückführung von Intensiv-Grünland in extensive Nutzungsform. Ob und wie lange man die Kosten für die Heidepflege aufwenden will, ist im übrigen nicht nur eine Naturschutz-, sondern ebenso sehr eine Fremdenverkehrsangelegenheit. Nur am Rande sei darauf hingewiesen, daß auch die aus der Heide fortzuschaffenden Nährstoffe irgendwohin müssen.

Der Wald bekommt etwa das Vierfache der Freiland-Immissionen aufgeladen und entlastet damit sozusagen die übrigen Flächen. Für den Wald, einschließlich eingeschlossener Sonderstandorte, ist die Frage nach den Folgen der Eutrophierung und den Gegenmaßnahmen für die Praxis sehr vielschichtig und wirklich problematisch.

Hier möchte ich vier Bereiche trennen:

1. Betrachtet man zunächst den *Artenschutz*, so sind die extrem nährstoffarmen Standorte mit ihren anspruchlosen, aber seltenen Arten meist anthropogenen Ursprungs und nur kleinflächig vorhanden. Sie lassen sich häufig durch geeignete Maßnahmen erhalten oder immer wieder neu schaffen. Beispiele: Das Freihalten von Sanddünen oder das Freilegen von Rohboden sowohl in nasser wie in trockener Lage ermöglicht für viele Arten vorerst das Überleben.

Sehr nährstoff- und humusarme Sandböden reichern sich dank ihrer geringen Haltekraft auch nur sehr langsam an.

Zur Wiederaufforstung nach dem Orkan von 1972 ist übrigens in den Wäldern der Lüneburger Heide auf großen Flächen neben den Holz- und Reisigresten auch die organische Bodendecke in Wälle zusammengeschoben worden. Dieser Nährstoffentzug, unter dem die jungen Kiefern und Eichen noch lange leiden werden, ist anspruchlos und konkurrenzschwachen Bodenpflanzen sicher auf längere Zeit eine Hilfe. Was einerseits als forstlicher Kunstfehler angesehen werden muß, kann sich andererseits als Vorteil für den Artenschutz erweisen.

2. Auf den mittleren und besseren Waldböden der Lüneburger Heide hat das Naturschutzziel »*Arten- und Strukturvielfalt*« (oder besser »*Nischenvielfalt*«) nach dem Augenschein vorerst deutlichen Nutzen vom Stickstoffeintrag. Die früher sehr dürftige Bodenvegetation der Wälder belebt sich. Drahtschmiele und Heidelbeere durchsetzen sich mit Kräutern und Himbeere, Unterholz kommt auf (Birke, Eberesche, Faulbaum u. a.), das Habitat- und Nahrungsangebot für viele Tierarten verbessert sich. Die Qualität der durch N-Eintrag gedüngten Pflanzen z. B. als Insektennahrung kann ich nicht beurteilen. Immerhin sind aber unter den aufkommenden Pflanzen reichlich die Eberesche, die für eine gute Humusbildung bekannt ist, und die dem Naturschutz gewiß unverdächtige Eichenarten.

3. Betrachtet man auch den *Bodenschutz* als Naturschutz, muß man zunächst zurückschauen und sich klarmachen, daß die Waldböden der nordwestdeutschen Altmoränenlandschaft durch jahrhundertlangen Raubbau extrem nährstoffarm sind. Die Zufuhr von Nährstoffen und organischer Substanz war folgerichtig für Bodenkundler und Forstleute seit 120 Jahren eine dringende Forderung.

Nun wird Stickstoff eingetragen! Wie sollen wir uns dazu stellen? Soll man ihn ins Grundwasser weitersickern lassen? Oder soll man ihn im Waldboden und im Stoffkreislauf halten? Zunächst muß man hier sagen, daß es sich um keine Eutrophierung im umfassenden Sinne handelt, sondern um eine sehr einseitige N-Anreicherung, die andere Nährelemente ins Minimum bringt. Dies gilt vor allem für Phosphor, auch Magnesium, möglicherweise auch Kalium. Nadelanalysen der Forstlichen Versuchsanstalt in Göttingen zeigen das.

Wenn auch die »Bodenfruchtbarkeit« als Naturschutzziel in dieser Gesprächsrunde angezweifelt wurde, muß man m. E. doch in der heutigen Situation versuchen, die Funktionsfähigkeit des Systems zu erhalten. Dazu wäre eine Renaturierung des Bodens durch eine möglichst wohl dosierte Zufuhr fehlender Nährelemente zu versuchen. Mit Widerspruch ist dabei zu rechnen. Denn schon wenn man versucht, den Säureeintrag durch eine leichte Kalkung vorübergehend zu kompensieren, was ich auf Waldböden mittlerer Nährstoffversorgung auch aus Naturschutzgründen für notwendig halte, stößt man bei vielen Naturschützern auf Ablehnung. Sie sehen – m. E. zu Unrecht – in der Kalkung zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung lebensnotwendiger pH-Werte eine größere Gefahr als in der Bodenversauerung. Ähnlich umstritten wird die Forderung sein, den eingetragenen Stickstoff mit Hilfe einer Ergänzungsdüngung in den Stoffkreislauf des Waldes einzubauen.

4. Auf eines möchte ich noch aufmerksam machen: Der Naturschutz wünscht sich eine weitgehende Annäherung der Waldbestände an die potentielle natürliche Waldgesellschaft, besonders in Naturschutz-

gebieten. Eine potentiell natürliche Waldgesellschaft als Hypothese bereitet in Nordwestdeutschland, wo keine natürlichen Wälder erhalten geblieben sind – ja, wo es eine vom Menschen unbeeinflusste Waldentwicklung überhaupt nicht gegeben hat –, ohnehin schon große Schwierigkeiten. Wenn sich nun die Standortfaktoren Boden und Klima so rasch und drastisch ändern – durch Versauerung, N-Eintrag, Erhöhung des CO₂-Gehalts der Luft und den Prognosen nach auch bald durch Erwärmung, wird sich das auf die Konkurrenzsituation unserer Waldbäume in unvorhersehbarer Weise auswirken. Die potentiell natürliche Waldgesellschaft taugt in dieser Lage noch weniger als bisher als Maßstab für Naturnähe und für vorschriftsmäßigen Naturschutz im Wald.

Zusammenfassung

Als Naturschützer im Wald stelle ich mich zur Eutrophierungsfrage so: Der Schutz des Ganzen geht vor dem Schutz des Einzelnen. Der eingetragene Stickstoff soll möglichst nicht in das Grundwasser gelangen, sondern in den Nährstoffkreislauf und -vorrat des Waldes eingebunden werden. Dazu müssen u. U. fehlende Nährstoffe ergänzt und die Versauerung kompensiert werden.

Ergänzungsdüngung wie Kompensationskalkung müssen sorgfältig dosiert sein und auf Sonderstandorte, gefährdete Arten usw. Rücksicht nehmen.

Kleinflächig können nährstoffarme Verhältnisse künstlich erhalten oder neu geschaffen werden, um den darauf angewiesenen Arten stellenweise bis auf weiteres das Überleben zu sichern. Zwischen den Naturschützern verschiedener Ausrichtung wird es über diese Zielhierarchie und die praktischen Maßnahmen erhebliche Meinungsverschiedenheiten geben. Wichtig erscheint mir allerdings, daß dabei neben Pflanzensoziologen und Zoologen u. a. auch die Bodenkundler in ausreichender Weise zu Wort kommen.

Prof. Dr. Carsten Thoroë

Institut für Ökonomie der BFH
Leuschnerstr. 91
2050 Hamburg 80

Für die folgende Diskussion erscheint es hilfreich, einige der in den Vorträgen dargelegten Hypothesen auch aus einem anderen Blickwinkel und nicht nur aus dem der Naturschutzsicht zu beleuchten.

1. Eine Ausweitung des Naturschutzanspruchs auf die Gesamtfläche erfordert eine Begriffsbestimmung dessen, was unter Naturschutz verstanden werden soll.

Wenn damit gemeint sein soll, daß Naturschutzbelangen im Rahmen von Flächennutzungen mit vorwiegend wirtschaftlicher Zielrichtung Rechnung ge-

tragen werden soll, dann ist in Kooperation mit den Nutzern danach zu suchen, wie eine bessere Naturverträglichkeit der Bewirtschaftung der Flächen erzielt werden kann.

2. Überdüngung ist nicht Ziel, sondern ein im Prinzip unerwünschter Nebeneffekt der Landbewirtschaftung. Durch eine Einsparung von Dünger, der durch die Pflanzen nicht aufgenommen wird, lassen sich Kosten einsparen. Eine tatsächlich zu beobachtende Überdüngung beruht zu einem erheblichen Teil auf einem Mangel an Kenntnissen von seiten der Landwirte und auch der Beratung.

Wo ein überhöhter Stoffeintrag aus der Beseitigung von Abfällen resultiert, bedarf es ökologischer Vorgaben (Gülle-Verordnung).

3. Anreize zu einer intensiven Agrarproduktion ergeben sich nicht allein aus dem Bedarf an Nahrungsmitteln, sondern sind durch agrarpolitische Maßnahmen (Preispolitik, agrarstrukturelle Maßnahmen) überhöht. Eine Änderung der agrarpolitischen Rahmenbedingungen könnte die Produktionsanreize dämpfen und über niedrigere Boden- und Pachtpreise mehr Spielraum für Naturschutzaktivitäten schaffen.
4. Eine (sehr) extensiv betriebene Landwirtschaft kann (über Pflegeverträge) in den Dienst des Naturschutzes gestellt werden.

Hinsichtlich der Konsequenzen für den Naturschutz drängen sich zwei Fragen auf:

Wieviel will man sich an Naturschutzflächen leisten, die aufgrund diffuser Stoffeinträge aus der Luft auf Dauer nur durch aufwendige Pflegemaßnahmen erhalten werden können?

Wie tragfähig ist die ökologische Fundierung für eine in verschiedenen Beiträgen geforderte flächendeckende Landschaftsplanung?

Dipl.-Biologe Friedrich Lütke Twenhöven

Botanisches Institut – Biologiezentrum
Olshausenstr.
2300 Kiel 1

Eine von KOCH (1987) am Institut für Bodenkunde in Göttingen aufgestellte Bilanzierung hat ergeben, daß die in der BRD durch die Landwirtschaft in die Agrarlandwirtschaft eingetragenen Stickstoffmengen die Entzüge durchschnittlich um 119 kg N/ha/ld. Jahr übersteigen.

Große Anteile dieser N-Überschüsse treten als wässrige Austräge in das Grundwasser, in die Vorfluter und ins Meer oder treten als gasförmige Exhalation in Form von Ammonium-Depositionen auf.

Die N-Einträge haben nicht nur die auf dieser Tagung im Vordergrund stehende düngende Wirkung, sondern greifen darüber hinaus in vielfältiger Weise in Regelprozesse der Vegetation ein. Um die Tragweite dieser Wirkungen deutlich zu machen, seien einige Beispiele genannt:

- Auf Fließgewässermakrophyten wirkt Ammonium unmittelbar toxisch.
- In Niedermooren können Nitrat-Einträge die Konkurrenzkraft von Arten des Wirtschaftsgrünlandes fördern, indem sie den Pflanzen als alternative Elektronen-Akzeptoren im Wurzelraum dienen.
- Veränderungen der Vegetationszusammensetzung sind auch in Salzwiesen zu erwarten, weil die Salztoleranz vieler Arten mit der N-Versorgung zunimmt (N-haltige Verbindungen dienen als Osmotikum).

Diese Sachverhalte vervollständigen den während der Tagung vielfältig wissenschaftlich belegten Gesamteindruck: Alle Teilökosysteme sind von den Wirkungen der N-Einträge betroffen.

Angesichts dieser Situation muß der Naturschutz endlich eine Zielhierarchie formulieren, in der die landschaftsökologische Forderung nach Schließung der offenen Stoffströme in der Landwirtschaft oberste Priorität hat. Ohne veränderte landschaftsökologische Rahmenbedingungen werden langfristig alle lindernden Managementmaßnahmen sinnlos.

Eine Verminderung der N-Einträge auf kleinen Teilflächen ist nicht zielführend; die Verminderung muß flächendeckend sein.

Die Vertreter des Naturschutzes müssen daher agrarpolitische Forderungen stellen:

- Landwirtschaftliche Produktionsmittel (Stickstoffdünger, Futtermittel, Pestizide und Wachstumsregulatoren) müssen mit einer Umweltsteuer belegt werden. Dadurch könnten die durch N-Austräge aus der Landwirtschaft entstehenden Kosten betriebswirtschaftlich geltend gemacht werden.
- Die Viehhaltung muß strenger als bisher an die Fläche gebunden werden. Drei Großvieheinheiten/ha sind aus ökologischer Sicht nicht zu verantworten. Unter Berücksichtigung der Bilanzen des N-Kreislaufs sind 1–1,5 Großvieheinheiten/ha vertretbar.

Landwirte sollten verpflichtet werden, überschlägige Nährstoffbilanzen ihrer Betriebe vorzulegen. Subventionen sollten an die Vorlage ausgeglichener Nährstoffbilanzen gekoppelt werden.

Der pflegend-konservierende Naturschutz gerät in eine Legitimationskrise, wenn es nicht gelingt, die landschaftsökologischen Ursachen des Artenrückgangs zu beseitigen.

