

Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft  
Leuschnerstr. 91, Postfach 80 02 10 - 2050 Hamburg 80

Tel.: (040) 739 62-416 Telex/Teletex: 403826 = BFH  
Telefax-Nr. 040/73962 480

Institut für Ökonomie

UMWELTWIRKUNGEN DER AUFFORSTUNG

ACKERBAULICH GENUTZTER FLÄCHEN

von

Peter Elsaßer

Arbeitsbericht des Instituts für Ökonomie 91/2

Hamburg, März 1991  
reprint Oktober 2004

## UMWELTWIRKUNGEN DER AUFFORSTUNG ACKERBAULICH GENUTZTER FLÄCHEN<sup>1</sup>

### 1. Einleitung

Die Gesamtfläche der Bundesrepublik Deutschland wird zu vier Fünfteln land- und forstwirtschaftlich genutzt. Die Bodennutzung unterliegt bei uns vielfältigen Regulierungen rechtlicher und finanzieller Natur. Diese werden unter anderem mit dem gesellschaftlichen Interesse an Infrastrukturleistungen begründet, die Landwirtschaft und Wald als externe Effekte zugunsten der Allgemeinheit erbringen.

Während die Art der Regulierungen im landwirtschaftlichen Bereich jedoch überwiegend protektionistischen und begünstigenden Charakters sind, können auf der anderen Seite signifikante Verfügungsbeschränkungen des Waldeigentums festgestellt werden [74, 92, 93]. In der Bilanz führt dies zu Wettbewerbsverzerrungen zum Nachteil der forstlichen Bodennutzung.

Von der Agrarpolitik gehen nach wie vor Anreize zur Produktion von landwirtschaftlichen Überschüssen aus. Sie führt nicht nur zu erheblichen Belastungen der öffentlichen Haushalte und zu handelspolitischen Konflikten, sondern wird auch für zunehmende Umweltschäden verantwortlich gemacht [31].

Aufforstungen von Ackerflächen könnten zur Verringerung dieser Überschußproduktion beitragen [29, 94, 98]. Die Bereitschaft von Landwirten zu einer solchen Aufforstung ist bisher aber recht gering [19]: Ökonomische Hemmnisse bestehen überwiegend in den hohen Kosten der Bestandesbegründung und in der langen ertragslosen Zeit bis zur Nutzung der Bestände. Gleichzeitig sinken mit der Aufforstung die Bodenpreise der betroffenen Flächen.

---

<sup>1</sup> Vielen Dank an Dr. H. Ellenberg, U.Grewel, T.Grottker und Prof. Dr.C.Thoroe für kritische Kommentare!

Vor diesem Hintergrund wird in letzter Zeit zunehmend diskutiert, ob staatliche Anreize für Aufforstungen von Ackerflächen verstärkt werden sollten. Um den gesellschaftlichen Nutzen derartiger Flächenumwidmungen beurteilen zu können, müssen neben den wirtschaftlichen Aspekten (z.B. [74]) die von ihnen ausgehenden Umweltwirkungen berücksichtigt werden.

Es fehlt an Methoden und Informationen, um die komplexen Wechselwirkungen zwischen Bodenbewirtschaftung und Ökosystemen umfassend darzustellen oder gar kosten-nutzen-analytisch zu untersuchen. Zudem sind diese Umweltwirkungen in hohem Maße standortabhängig und daher nicht einheitlich für ganze Regionen zu beurteilen.

Hier soll daher ein qualitativer Vergleich zwischen land- und forstwirtschaftlicher Bodennutzung auf Basis der vorhandenen Literatur gegeben werden. Wo möglich, wird er um quantitative Bezüge ergänzt, die allerdings nur Vorstellungen von Größenordnungen vermitteln können. Der Vergleich beschränkt sich auf Ackerbau einerseits und Waldbau im konventionellen Umtrieb andererseits. Die Erzeugung tierischer Produkte wird also nicht mitbetrachtet, ebenso bleiben Schnellwuchsplantagen ausgeklammert.

## **2. Einflüsse auf den Wasserhaushalt**

Aufforstungen beeinflussen den Wasserhaushalt eines Gebietes zweifach: In quantitativer Hinsicht ist generell mit gleichmäßigerer, gleichzeitig aber oft auch mit verringerter Wasserspende zu rechnen. Die Wasserqualität verbessert sich unter Wald in der Regel eindeutig; in zunehmendem Maße wird diese Verbesserung aber durch die verstärkt aus der Luft ausgefilterten Immissionen bedroht.

Die *Höhe der Wasserspende* ergibt sich aus der Niederschlags- und Zuflußsumme abzüglich des Abflusses und der Verdunstung. Die Gesamtverdunstung ist in hohem Maße vom Jahresgang der Temperatur abhängig [73]; der Einfluß der Pflanzen wird vom Wasserangebot und von den Arteigenschaften, von Standortqualität, Bestandesdichte und -alter bestimmt.

Gegenüber nacktem Boden ist die Gesamtverdunstung bei allen Vegetationsformen erhöht, da hier zur Evaporation des Bodens die Pflanzenverdunstung in Form von Transpiration und Interzeption tritt. Aus Äckern als landwirtschaftlichen Saison-Vegetationsdecken verdunsten etwa 40 % der Jahresniederschläge (bei durchschnittlichen Verhältnissen der Bundesrepublik Deutschland). Für Grasland und Wälder erhöht sich dieser Anteil auf 60-70 %, da sich hier vor allem die Interzeptions-Verdunstung über das ganze Jahr erstreckt [17]. Im Sommer können aus Wäldern täglich bis zu 60.000 l/ha verdunstet werden [65]. Dieser erhebliche Wasserverbrauch kann unter Umständen zu Grundwasserabsenkungen führen: Nach HOLSTENER-JØRGENSEN [50, 51] sank der Grundwasserspiegel unter einer dänischen Versuchsfläche in einem 75jährigen Buchenbestand im Sommer um ca. 1,5 m ab, blieb nach deren Kahlschlag jedoch unverändert auf winterlichem Niveau.

Ein Vergleich der Grundwasserneubildungsraten verschiedener Landoberflächen in der Rhein-Main-Ebene ergab, daß von 663 mm Jahresniederschlag aus Wäldern durchschnittlich etwa 90 % verdunstete und nur 1/10 zur Grundwasserneubildung beitrug, aus Grünland dagegen 1/4 und aus Acker 1/3 [77]. Diese Größenordnungen werden durch die Ergebnisse anderer Autoren bestätigt [32, 33, 68, 69]. Gebietsweise kann aber die landwirtschaftliche Bewässerung ebenfalls mit zum Absinken des Grundwasserspiegels beitragen [21].

Unter den landwirtschaftlichen Kulturen ist der Wasserverbrauch von Hackfrüchten geringer als der von Getreide [69]. Junge Waldbestände und Wälder aus Schattbaumarten sind häufig wassersparender als solche aus Lichtbaumarten [13, 17, 77], weil die Kronen der letzteren mit dem Alter schütterer werden und sich deshalb unter ihnen andere kleinklimatische Verhältnisse einstellen: Aufgrund des gesteigerten Lichteinfalls kann sich mehr zusätzlich transpirierender Bodenbewuchs ansiedeln, und der Luftaustausch wird erleichtert.

Allerdings wird das tatsächliche Ausmaß des Wasserverbrauchs nicht nur von der Pflanzenart, sondern auch von den Standorteigenschaften bestimmt. Dies macht sich besonders bei Baumarten mit weiter ökologischer Amplitude bemerkbar: Kiefernwälder z.B.

verdunsten auf schlechteren Standorten weniger Wasser, da dort Baumschicht und Bodenbewuchs bei herabgesetzter Wachstumsintensität wesentlich spärlicher sind.

Gleichzeitig vermindern sich in Waldgebieten in der Regel die Abflußspitzen und bewirken damit eine **Stabilisierung des Wasserhaushaltes** der Oberflächengewässer. Dies ist neben der gesteigerten Transpiration und Interzeption auf zwei weitere Faktorkomplexe zurückzuführen [26]:

- Verzögerungen des Abflusses ergeben sich durch den mechanischen Widerstand, den die Bestände dem auf den Boden gelangenden und dem dort abfließenden Wasser entgegensetzen. An der Bodenoberfläche vergrößert sich die Wasseraufnahmefähigkeit durch die Streu- und Humusanteile. Darüberhinaus verzögert die Beschattung im Frühjahr die Schneeschmelze um ein bis drei Wochen; das Schmelzwasser kann so gleichmäßiger abfließen.
- Die Versickerung in Waldböden ist gegenüber Feldeböden aufgrund des höheren Porenvolumens erheblich erhöht - bei Starkregen um ein bis zwei Zehnerpotenzen. Waldböden sind in der Regel weniger mechanisch verdichtet und (abhängig von Baumart und Standort) wesentlich tiefer durchwurzelt. Dies wirkt sich zusätzlich günstig auf die Tätigkeit bodenlockernder Tiere aus, die an die durchwurzelten Schichten gebunden sind.

CASPARIS [28] verglich das Abflußverhalten aus Gebieten mit unterschiedlicher Bodennutzung über einen Beobachtungszeitraum von 30 Jahren. Er fand heraus, daß der oberflächliche Abfluß in einem überwiegend landwirtschaftlich genutzten Flußtal um mehr als 10 % über dem eines fast vollständig bewaldeten Flußtales lag. Bei Starkniederschlägen flossen in dem voll bewaldeten Gebiet maximal 680 l/(s·km<sup>2</sup>) ab, im landwirtschaftlich geprägten Vergleichsgebiet jedoch mit 1225 l/(s·km<sup>2</sup>) fast das Doppelte.

Versuche aus Coweeta (USA) demonstrieren eindringlich die Speicherkapazität von Wald [zit. in 69]. Dort hatten sich die oberirdischen Spitzenabflüsse eines Waldgebietes nach dessen partieller Umwandlung in Landwirtschaftsflächen von 800 auf 7100 l/(s·km<sup>2</sup>) fast verzehnfacht.

In Trockenzeiten dagegen kann die Wasserspende aus Wäldern aufgrund deren höherer Speicherkapazität sogar die von landwirtschaftlich genutzten Gebieten übertreffen. Ein Beispiel dafür wurde aus Versuchen in der Nähe von Vsétin (ČSFR) mitgeteilt [97]: Dort zeigte ein zu 95 % bewaldetes Einzugsgebiet einen dreißigfach höheren Abfluß als ein vergleichbares Gebiet, das jeweils etwa zur Hälfte durch Acker und Grünland genutzt wurde.

Als Fazit läßt sich festhalten: Aufforstungen in niederschlagsreichen Regionen, auf Böden geringer Wasserspeicherkapazität oder wenig wasserdurchlässigen geologischen Formationen sind aus Gründen des Hochwasserschutzes besonders wertvoll. Aufforstungen in relativ trockenen Regionen können möglicherweise zu Nutzungskonflikten mit anderen Grundwassernutzern führen, weil unter Wäldern generell weniger Grundwasser neu gebildet wird.

### 3. Wasserqualität

Bei Aufforstungen von Ackerflächen verbessert sich die **Grundwasser**qualität durch den verminderten Einsatz von Düngemitteln und Pestiziden, darüberhinaus durch den Einfluß der Pflanzenbestände selbst: Die Stoffeinträge können in der Regel nur teilweise von den Pflanzen absorbiert werden, die Überschüsse werden ausgewaschen. Ein Teil dieser Überschüsse wird tiefer im Boden festgelegt und mikrobiell abgebaut, der Rest gelangt ins Grundwasser. Gegenüber dem "natürlichen" Zustand sind die Stoffeinträge heute allerdings auch in Wäldern erhöht, weil Bäume in hohem Maße atmosphärische Immissionen filtern. Die herausgefilterten Substanzen werden durch den Regen in den Boden gespült und tragen so ebenfalls zur Belastung der Pedo- und Hydrosphäre bei. Wie hoch die Grundwasserbelastung schließlich ist, hängt damit von folgenden Faktoren ab:

- Art, Dosis und Zeitpunkt der Einträge durch Düngung und Niederschläge
- Niederschlagsverteilung
- Höhe und Zeitpunkt der Pflanzensorption
- Aufnahme- und Abbaukapazität des Bodens (ebenfalls durch den Pflanzenbestand beeinflusst) sowie
- bereits existierende Belastung der Böden.

Hier sollen zunächst die unterschiedlichen Stoffeinträge durch die Niederschläge bei verschiedenen Landnutzungsformen als "Ausgangssituation" dargestellt werden; daran schließt sich ein Vergleich der Auswaschungen in die Bodenpassage (Sickerwasser) an, die durch die Düngung beeinflusst sind; schließlich werden Hinweise auf unterschiedliche Grundwasserqualitäten als Resultat land- oder forstwirtschaftlicher Nutzung von Wassereinzugsgebieten gegeben.

Die Stofffrachten, die mit den **Niederschlägen** zum Boden transportiert werden, sind in der Regel in Wäldern deutlich höher als im Freiland. Aus Untersuchungen der Depositionsraten freier Protonen an 48 über die Bundesrepublik verteilten Fichtenaltbeständen ließen sich für den Bestandesniederschlag mittlere Gesamtsäureeinträge hochrechnen, die die Freilandwerte um das sechs- bis achtfache übertrafen [15]. Allein die Depositionen von  $\text{NO}_3\text{-N}$  und  $\text{SO}_4\text{-S}$  betrug im Durchschnitt 12,7 bzw. 46 kg/(ha·a) und waren damit gegenüber Freilandverhältnissen verdoppelt bzw. verdreifacht; im Vergleich mit den Angaben anderer Autoren ([41, 48, 95]; vgl. S. 18) liegen diese Werte sogar noch relativ niedrig. Diese Durchschnittswerte können regional erheblich variieren, abhängig von der Lage der Emittenten und der Exposition der Waldstandorte; tendenziell führt die Südwestwinddrift zu einer stärkeren Belastung der nördlichen Bundesländer.

Auch zwischen den einzelnen Baumarten bestehen hier erhebliche Unterschiede: So sind die jährlichen Depositionen in immergrünen Nadelwäldern höher als in Laubwäldern, die während der Vegetationsruhe mit dem Laub einen großen Anteil ihrer Filterkapazität verlieren. So wurden beispielsweise in Fichtenwäldern des Reinhardswaldes (Hessen) gegenüber Freilandwerten 1,7-fach erhöhte Nitrat- und 3,5-fache Sulfatwerte gemessen, in Buchenwäldern waren die entsprechenden Frachten jedoch nur um den Faktor 1,1 bzw. 1,6 erhöht [14, 18].

Die landwirtschaftliche **Düngung** belastet jedoch in weitaus stärkerem Maße direkt die Böden und die Gewässer. Vor allem Nitrat ist seit einiger Zeit zu einem ernsthaften Problem geworden: Während im Wald - von Kompensationskalkungen abgesehen - nur ausnahmsweise gedüngt wird, werden durch konventionelle Landbau-

betriebe aller Betriebsformen in der Bundesrepublik pro Jahr durchschnittlich 230 kg **Stickstoff** pro Hektar ausgebracht. Diese Mengen werden aber selten vollständig durch die Pflanzen aufgenommen: Etwa 60-70 kg/ha werden im Mittel ausgewaschen [87], noch einmal die gleiche Menge wird im Boden immobilisiert, und weitere 50 kg/ha gelangen gasförmig in die Atmosphäre [55].

Bei ackerbaulicher Nutzung, bei der der Boden zeitweilig unbedeckt bleibt, liegt die Stickstoffauswaschung mit durchschnittlich 90 kg/(ha·a) wesentlich höher als bei (extensiver) Grünlandnutzung. Besonders hoch ist sie bei Anbaufrüchten, die symbiontisch Luftstickstoff zu binden vermögen (Leguminosen), sowie bei solchen, deren langsame Jugendentwicklung zu einem weiten Auseinanderfallen der Zeitpunkte von Düngung und Düngemittelbedarf führt (Mais, Zuckerrüben) [43]. Als Rahmenwerte für die jährliche Stickstoffauswaschung werden von SCHEFFER et al. [80] je nach Art der Vorfrucht Beträge von etwa 30 kg/ha (Sommergetreide) bis zu 225 kg/ha (Leguminosen) genannt.

Waldböden sind dagegen ganzjährig bedeckt und wesentlich tiefer durchwurzelt. Dadurch können mehr Nährstoffe aufgenommen werden. Sickerwasseruntersuchungen in einer Braunerde unter Buchenwald [67] ergaben sowohl für Stickstoff als auch für weitere Elemente z.T. beträchtliche Filterwirkungen: So war in 100 cm Meßtiefe der Gehalt an Stickstoff gegenüber dem Elementgehalt im Freilandniederschlag um 78 %, an Schwefel um 53 % und an Eisen sogar um 90 % vermindert. Auch ELLENBERG et al. [33] stellten teilweise bedeutende Reduktionen von Stickstoff, Phosphor und anderen Ionen fest. STREBEL und RENGER [90] verglichen die Ionenauswaschungen aus Äckern und Kiefernwald auf Sandböden. Sie fanden im Sickerwasser unter Acker neunfach höhere Stickstoffkonzentrationen, siebenfache Calcium-, dreifache Magnesium- und jeweils doppelte Chlorid- und Kalium werte. Die Calciumauswaschungen werden von SCHEFFER et al. [80] auf jährlich 200-300 kg/ha in Ackerböden, aber nur 15-30 kg/ha in sauren Waldböden beziffert.

Viele Waldböden, die durch ehemalige Streunutzung und atmosphärische Immissionen versauert sind, werden zur Kompensation gekalkt. Dadurch können - je nach Standortverhältnissen - Stoff-

umsetzungen in der Humusaufgabe so stark beschleunigt werden, daß Stickstoff und Schwermetalle verstärkt ausgewaschen werden. Aus einem Literaturüberblick [79] geht hervor, daß im Anschluß an Kalkungen die Nitratkonzentrationen in Sickerwässern bei der Mehrheit der Untersuchungen etwa zwei- bis viermal höher lagen als in ungekalkten Vergleichsparzellen. Spitzenwerte maßen KAUPEN-JOHANN et al. [58] ein Jahr nach Ausbringung von 10 t/ha halbgebranntem Dolomit an einem Standort im Fichtelgebirge. Dessen Sickerwasser wies in 75 cm Meßtiefe Konzentrationen von 8,7 mg NO<sub>3</sub>-N pro Liter auf, gegenüber 0,2 mg NO<sub>3</sub>-N/l unter der ungekalkten Kontrollfläche. Beim Vergleich mit der landwirtschaftlichen Düngung ist allerdings zu bedenken, daß diese Kalkungen in der Regel einmalig und nicht alljährlich erfolgen; die Austragsraten verringern sich mit dem zeitlichen Abstand von der Kalkung. Untersuchungen in Nordostbayern zeigten, daß die Nitratfrachten im Sickerwasser 5 bis 18 Jahre nach Meliorationskalkungen nur noch leicht erhöht waren [62, 76].

Aus Niederschlags- und Sickerwasserkonzentrationen kann noch nicht direkt auf die Grundwasserbelastung geschlossen werden, da das Sickerwasser durch die Bodenarten in unterschiedlichem Maße gefiltert wird. Feinkörnige bzw. tonreiche Substrate verfügen über höhere, Sandböden nur über geringe Sorptionskapazität. Humusanteile, vor allem in Waldböden, erhöhen zusätzlich die Filterwirkung.

Damit erlaubt die Kenntnis der Elementkonzentrationen in den Niederschlägen und im Sickerwasser zusätzlich indirekte Rückschlüsse auf die Belastung der Böden.

Ein direkter Vergleich der Grundwasserqualitäten unter Wald und unter Acker ist grundsätzlich schwierig, weil die Grenzen der Wassereinzugsgebiete in der Regel nicht mit denen der Landwirtschaftsformen identisch sind. Eine Vorstellung vermögen Untersuchungen der Wasserqualität an holsteinischen Brunnen zu vermitteln [82]. Danach enthielten Brunnen in überwiegend landwirtschaftlich genutzten Gebieten insgesamt wesentlich höhere Ionenkonzentrationen, darunter mehr als dreifache NO<sub>3</sub>- und Calciummengen, als Brunnen in Waldgebieten. Als durchschnittliche Belastung mit Stickstoff werden für Wassereinzugsgebiete mit

überwiegend landwirtschaftlicher Nutzung über 20 mg/l genannt, für Waldgebiete dagegen nur 1-3 mg/l [10].

Grundwasserverbesserungen durch Aufforstungen sind allerdings erst nach einiger Zeit zu erwarten, da die im Boden akkumulierten Nährstoffvorräte auch nach Beendigung der Düngung zunächst weiterhin ausgewaschen werden. So halbieren sich Stickstoffausträge erst etwa zwei Jahrzehnte nach einem Düngungsstop [55].

Erhebliche Belastungen des Grundwassers können auch durch den **Pestizideinsatz** hervorgerufen werden. In der alten Bundesrepublik finden pro Jahr weit über 30.000 t Biozidwirkstoffe Absatz. Die Ackerfläche wird zu fast hundert Prozent behandelt, vor allem mit Herbiziden [43]; die Behandlungshäufigkeiten und Aufwandmengen sind dabei positiv mit der Betriebsgröße korreliert und stiegen in den vergangenen zehn Jahren kontinuierlich an [46]. Auf der gesamten Waldfläche wurden 1986 dagegen lediglich 74 t Wirkstoffe auf nur 1,2 % der Fläche ausgebracht, mit sinkender Tendenz. Im Kleinprivatwald liegen diese Anteile sogar noch niedriger [106].

Selbst bei sachgemäßer Anwendung ist nicht auszuschließen, daß Rückstände von Pflanzenschutzmitteln ins Grundwasser gelangen. Bei einer Überprüfung von 206 Brunnen im gesamten (alten) Bundesgebiet [54] zeigte sich, daß 20 von ihnen Kontaminationen mit verschiedenen Bioziden über dem EG-Grenzwert (0,1 µg/l) aufwiesen.

Speziell wurde in letzter Zeit das sehr persistente Herbizid Atrazin untersucht (vgl. [31]). In Grundwasserbeobachtungsrohren unter Maisfeldern auf Sandböden Schleswig-Holsteins wurden Atrazinbelastungen bis zu fast dem sechsfachen des EG-Grenzwertes gemessen [89]; die Belastungen nahmen mit der Maisanbaudauer zu. Die Höhe dieser Grenzwerte wird zwar allgemein als toxikologisch unbedenklich eingestuft; dabei ist jedoch zu bedenken, daß über Wirkmechanismen von Pestiziden im menschlichen Organismus sowie in Ökosystemen keine ausreichenden Informationen zur Verfügung stehen, und noch weniger über Kombinations- und Wechselwirkungen der einzelnen Präparate.

Auch **Oberflächengewässer** werden durch die Landwirtschaft in der Regel stärker beeinträchtigt als durch Wald. Der Stoffeintrag durch das Abfluß- und Sickerwasser und durch Erosion führt hier zu teilweise massiven Gift- und Nährstoffanreicherungen. Über das durch letztere angeregte Algen- und Phytoplanktonwachstum werden Massenvermehrungen heterotropher Organismen begünstigt. Dies trägt zu gesteigerter Sauerstoffzehrung bei. Der zunehmende Mangel an Sauerstoff führt zu Fischsterben und zu anaeroben Abbauprozessen, in deren Verlauf zusätzlich Giftstoffe freigesetzt werden. Sinkt der Sauerstoffgehalt unter einen bestimmten Schwellenwert, so kann überdies eine Selbstverstärkung der Eutrophierung eintreten, wenn bei veränderten Redoxpotentialen Phosphate aus dem Sediment freigesetzt werden [85].

Dieses Problem bleibt nicht regional begrenzt: Letztendlich akkumulieren die Verunreinigungen in den Küstengewässern und führen zu deren Eutrophierung.

In limnischen Gewässern ist **Phosphor** in der Regel Minimumfaktor für das Wachstum. Phosphatanreicherungen stammen zum überwiegenden Teil aus kommunalen Abwässern; mit 38 % nimmt die Landwirtschaft jedoch noch vor industriellen Abwässern den zweiten Platz unter den Phosphatquellen ein [7] und kann örtlich, vor allem bei kleineren Gewässern, den maßgeblichen Einfluß auf die Eutrophierung ausüben [31].

Die Phosphor-Überschüsse der Landwirtschaft, durchschnittlich  $55 \text{ kg P}_2\text{O}_5/(\text{ha}\cdot\text{a})$ , gehen zum größeren Teil auf die Viehhaltung zurück. Die Pflanzenproduktion weist zwar bessere Ausnutzungsgrade auf, die Verluste betragen hier aber immer noch etwa ein Viertel der Ausbringungsmengen. Diese Überschüsse werden weitgehend im Boden festgelegt; etwa  $6 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$  gelangen durchschnittlich in die Oberflächengewässer, und zwar zu über zwei Dritteln per Erosion [55].

Auch zur Überdüngung mit **Stickstoff**, nach Phosphor dem zweiten Mangelnährstoff in Gewässern, trägt die Landwirtschaft mit über  $50 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$  oder 46 % des Gesamteintrages bei [7], hier hauptsächlich auf dem Wege der Auswaschung und über das Grundwasser (s.o.). Untersuchungen an erzgebirgischen Oberflächengewässern

zeigten eine enge lineare Beziehung zwischen Nitratkonzentration und dem Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche am Wassereinzugsgebiet [26]. LEHNHARDT et al. [64] stellten bei Wasserqualitätsvergleichen deutlich erhöhte Stickstoffkonzentrationen selbst bei filteraktivem Boden fest, wenn das Wassereinzugsgebiet eines Baches land- und nicht forstwirtschaftlich genutzt wurde.

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß Aufforstungen von Ackerflächen generell zu einer nachhaltigen Verbesserung der Qualität von Grund- und Oberflächenwasser führen. Dies kann insbesondere in waldarmen Regionen oder in solchen mit besonders starker Wasserbelastung infolge durchlässiger Böden sehr wünschenswert sein.

#### 4. Bodenerosion

Die Pflanzendecke dämpft die Aufprallwucht der Niederschläge, speichert das Niederschlagswasser und bremst den Abfluß; die Wurzeln festigen die Bodenstruktur und tragen über den Aufschluß des Gefüges zur besseren Versickerung bei. Ackerbau kann aber die Bodenqualität über gesteigerte Erosion durch Wasser, Schnee und Wind beeinträchtigen sowie zu erhöhten Bodenverdichtungen führen.

Das Ausmaß der **Wassererosion** ist nach der allgemeinen Bodenabtragungsgleichung [105] von der Intensität des Regens und des Oberflächenabflusses, den Bodeneigenschaften, der Hangneigung, der Hanglänge, der Bodenbedeckung und -bearbeitung sowie den getroffenen Erosionsschutzmaßnahmen abhängig.

Die Erosionsschutzwirkung des Waldes übertrifft die von Feldern beträchtlich: In der erwähnten tschechoslowakischen Untersuchung [97] wurde in einem Landwirtschaftsgebiet mehr als das Sechsfache an Boden abgeschwemmt als in dem verglichenen Waldgebiet; URSIC und DENDY [96] teilen sogar noch erheblich größere Unterschiede mit.

Während Klee in dieser Beziehung verhältnismäßig bodenschonend ist und Getreideanbau eine Mittelstellung einnimmt, ist der Anbau von Reihenfrüchten (Rüben, Mais, Kartoffeln, auch Hopfen) besonders

problematisch, da hier der Boden nur teil- und zeitweise bedeckt ist. So fanden RULA et al. [78], daß nach eintägigen Regen aus Maisäckern fünfzigmal mehr Sedimente ausgespült wurden als aus Wald. In der Bundesrepublik hat die Zunahme der Silomaisanbaufläche - von 190.000 ha (1970) auf 954.000 ha (1986) [42]- die Situation entsprechend verschärft.

SCHMIDT [81] rechnet mit jährlichen Bodenverlusten von bis zu 200 t/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche; dies entspricht in etwa einem cm Bodenkrume pro Jahr. Bei außergewöhnlichen Regenfällen können jedoch auch Abtragungswerte bis über 500 t/ha innerhalb weniger Stunden erreicht werden [40].

Auch in Wäldern beeinflußt die Art der Bewirtschaftung das Ausmaß der Erosion: So ist bei vielschichtigem Bestandesaufbau sowie in dichten Jungbeständen mit verringerter, in hallenartigen Buchenaltbeständen dagegen mit stärkerer Erosion zu rechnen, da hier die schützende Bodenvegetation oftmals nur schlechte Überlebenschancen findet. Überhöhte Schalenwildbestände, Waldweide sowie immissionsbedingte Oberbodenversauerungen dezimieren die Bodenvegetation ebenfalls und können damit insbesondere in hängigem Gelände zum Anstieg der Erosion führen.

In Berggebieten können Wälder auch die **Erosion durch Schnee** maßgeblich herabsetzen. Ihre Interzeption ist oft wesentlich größer als die von anderen Bodennutzungsformen [16]; sie verhindern die Akkumulation zusammenhängender Schneemassen, und die Bestände selbst bremsen gleitenden Schnee durch ihren mechanischen Widerstand.

Das Ausmaß der **Winderosion** hängt von der Korngröße des Bodens sowie von der Bodenbedeckung, der Bodenfeuchte und der Windgeschwindigkeit ab. Die drei letzteren Faktoren werden durch den Pflanzenbestand beeinflußt. Schäden durch Winderosion liegen vor allem in Nährstoffverlusten und Gefügestörungen, da Schluff-, Ton- und Humuskolloide aufgrund ihrer Korngrößen bevorzugt ausgeblasen werden.

Auch hier kann landwirtschaftliche Bodennutzung Schäden induzieren: Intensiv sind sie, wenn die Böden häufig bearbeitet und die Schollen stark zerkleinert werden. Ebenfalls problematisch sind alle Kulturen, die den Boden nicht ganzjährig bzw. nicht überall bedecken, so daß die Bodenkrume schutzlos dem Windangriff ausgesetzt ist und darüberhinaus schneller oberflächlich abtrocknen kann [31]. Dies trifft vor allem auf die oben erwähnten Reihenkulturen zu.

Die Windgeschwindigkeit als weiterer erosionsbegünstigender Faktor kann durch Wald erheblich herabgesetzt werden. ELLENBERG et al. [33] ermittelten die Windbremsung durch Buchenwald. Danach werden selbst in unbelaubtem Zustand die Windgeschwindigkeiten im Kronenraum auf die Hälfte reduziert, in belaubtem Zustand sogar auf etwa ein Viertel. Luvseitig beginnt die Bremsung mit einer Entfernung von etwa der neunfachen Höhe des Hindernisses, leeseitig wirkt sie sich auf eine Distanz aus, die der dreißigfachen Höhe entspricht [8]. In benachbarten Feldern kann diese Schutzwirkung des Waldes zusätzlich zu Mehrerträgen führen [107]; in unmittelbarer Nähe der Bestände dämpfen stärkere Beschattung und Wurzelkonkurrenz jedoch das Wachstum.

Insgesamt ist also damit zu rechnen, daß sich Aufforstungen vor allem auf stärker geneigten, feinkörnigen Böden positiv auf den Bodenschutz auswirken.

## **5. Bodenverdichtungen**

Bodenschäden durch intensive Landwirtschaft bedeuten nicht nur, daß die Pufferkapazität durch den Fremdstoffeintrag beeinträchtigt und Boden durch Erosion verloren wird. Auch die Bodenbearbeitung stellt eine deutliche Belastung dar (vgl. [31], dort weitere Literatur):

- Die durch Maschinen hervorgerufenen Verdichtungen beeinträchtigen den Wasser- und Lufthaushalt des Bodens, indem das Volumen der Bodenporen sowie deren Vernetzung reduziert wird. Die verminderte Versickerung führt zu verringerter Grundwasserspende und kann zur Ausbildung von Staunässe beitragen;

gleichzeitig werden dadurch Oberflächenabfluß und Erosion gesteigert.

- Die schlechter durchlüfteten Böden begünstigen anaerobe Zersetzungsbedingungen [44]; durch geringere Porennetzungen werden überdies die Nährstoffe unzugänglicher und implizieren damit gegebenenfalls erhöhte Düngergaben.
- Die Verdichtungen beeinträchtigen das Bodenleben durch den Sauerstoffmangel und durch die Verminderung der Anzahl von Grob- bzw. Mittelporen, die den Wurzelraum für Feinwurzeln bzw. Wurzelhaare darstellen. Darüberhinaus treten bei der Bodenbearbeitung direkte Schäden an größeren Wurzeln sowie an der bodenlockernden Meso- und Makrofauna durch Druck und durch Zerschneiden auf.
- Zu feine Zerkleinerungen des Bodens können Erosionsschäden begünstigen und zu Verschlammungen und Verkrustungen an der Schleppersohle führen. Letztere können die sogenannte Ackersterbe bei Erstaufforstungen mit Kiefern und Fichten mitbedingen [84].

Wie stark sich die Belastungen im Einzelfall niederschlagen, hängt von der Anzahl der Überfahrten, dem Arbeitsverfahren, von Maschinengewicht und -konfiguration, außerdem von der Scherfestigkeit des Bodens und von der Witterung ab [52].

Die Intensität der Bodenbearbeitung ist auf Äckern wesentlich höher als im Wald, da die Felder alljährlich mehrfach und ganzflächig befahren werden. Der Maschineneinsatz im Wald ist wesentlich seltener und kann auf Rückegassen und Wege beschränkt werden; zu bedenken ist allerdings, daß die gravierendsten Bodenschäden bereits bei der erstmaligen Befahrung eintreten [49].

Mechanische Wiederauflockerungen können in der Regel nicht alle Verdichtungsschäden beheben, da sie - bei ohnehin begrenzter Tiefenwirkung - nur einen Teil der Grobporen wiederherstellen. Vollständig kann sich der Boden daher nur durch wiederholte Quellung und Schrumpfung sowie biogene Prozesse restaurieren. Diese Selbstregeneration benötigt aber viel Zeit: Bei einem um 20 % verdichteten Boden aus sandig-tonigem Lehm dauerte es zwölf Jahre, bis sich der ursprüngliche Zustand wieder eingestellt hatte [47].

Das Ausmaß des Bodenaufschlusses durch Bäume ist primär standortabhängig, daneben finden sich jedoch auch arttypische Unterschiede in der Wurzel Ausbildung. So tendieren Douglasien, Kiefern und Lärchen sowie fast alle Laubbaumarten zu Pfahl- oder Herzwurzelsystemen; Eichen und Kiefern gelten als besonders wurzelintensiv [25]. Dagegen bilden Fichten typischerweise flache Tellerwurzeln aus. Ob deren Stampfwirkung bei Stürmen ebenfalls zu Verdichtungen unterhalb des Wurzelhorizontes führen kann, ist umstritten [30].

Hinsichtlich ihrer Verdichtungsempfindlichkeit sind sowohl sehr grobkörnige (Sand-) als auch sehr feinkörnige (Ton-) Böden weniger gefährdet. Die meisten Probleme ergeben sich bei schluffreichen, lehmigen Böden, die in der Regel gerade die besten Ackerstandorte sind. Nasse Witterung erhöht zusätzlich die Verdichtungsgefahr.

In der Landwirtschaft verschärft sich die Problematik zusehends. Die Einsatzhäufigkeit und das Gewicht der Maschinen haben in den vergangenen dreißig Jahren deutlich zugenommen: 1956 wog ein Durchschnittsschlepper knapp anderthalb Tonnen, 1982 mit 3,3 t mehr als das Doppelte. Die Durchschnittsleistung erhöhte sich in diesem Zeitraum sogar von 15 auf 53 kW, um immer größere Mengen an Saat-, Dünge- und Erntegut und damit immer größere Anhängelasten von bis zu 22 t bewältigen zu können.

Ackeraufforstungen können also eine mittelbare Verringerung von Bodenschäden bewirken; je nach Baumart wird bereits eingetretenen Bodenschäden aktiv begegnet. Daher und hinsichtlich des angesprochenen Risikos der "Ackersterbe" bei Nadelbaumkulturen erscheinen hier vor allem wurzelintensive Laubbaumaufforstungen in günstigem Licht.

## 6. Luftqualität

Die unterschiedlichen Bodennutzungsarten können die Luftqualität durch Emissionen verschlechtern und durch die Filterung von Immissionen verbessern. Bei landwirtschaftlicher Bodennutzung ist neben eventuellen Geruchsbelästigungen durch Düngung und Pestizide mit einem Anstieg der Aerosolfracht über die erhöhte Winderosion zu rechnen.

Das Filtervermögen der Pflanzenbestände dagegen ist von deren Windbremsung und der Größe und Beschaffenheit ihrer Oberflächen abhängig. PETSCH [72] ordnet die Filterkapazität unterschiedlicher Vegetationsformen in der Reihenfolge Wald >> Sträucher >> Rasen > Acker. Diese Unterschiede sind maßgeblich auf die bei Holzgewächsen um Stämme, Äste und Zweige vermehrten Oberflächen zurückzuführen sowie darauf, daß ihre stärkere Windbremsung zu schnellerer Sedimentation der Luftverunreinigungen führt. Generell filtern daher Waldbestände Immissionen besser als andere Vegetationsformen (s.o.). JONAS et al. [56] stellten darüberhinaus fest, daß Wälder mit hohen Fichten anteilten das höchste Filtervermögen zeigten; bei buchen-, hainbuchen- und tannenreichen Beständen war mit mittleren Filterleistungen zu rechnen. Geringere Kapazitäten wiesen Wälder auf, in denen Eichen und Kiefern dominierten. Als maximale Filterkapazität von Waldbeständen gegenüber allen Arten von Luftverunreinigungen werden 60 t/(ha·a) angegeben [22].

**Aerosole** werden von sämtlichen Grünbeständen intensiver gefiltert als gasförmige Verunreinigungen. Um die Staubfilterwirkungen unterschiedlicher Vegetationsformen zu klären, wiesen JONAS et al. [56] experimentell nach, daß die Ablagerungsgeschwindigkeiten innerhalb verschiedener Wälder die in Grasland etwa um das 5- bis knapp 20-fache übertrafen. In einem Waldgebiet, das aus verschiedenen Betriebszieltypen mittlerer Staubfangkapazität bestand, ergaben sich über eine Distanz von 5 km für Partikel von 10 µm Durchmesser (bzw. 7, 6, 5, 4 µm) Falloutverluste von 96 % (76%, 56%, 27%, 9%); bei Grasland lagen diese Werte dagegen nur bei 16 % (8%, 4%, 2%, <1%). Um eine Ausgangskonzentration von 10 µm großen Partikeln auf 78 % zu reduzieren, war daher bei

Grasland eine Strecke von 10 km nötig, bei dem erwähnten Waldgebiet jedoch lediglich eine von 600 Metern.

Die Filterleistungen des Pflanzenbewuchses gegenüber **Gasen** lassen sich indirekt aus dem Vergleich der Bodeneinträge aus der Luftermessung: Nach HOFMAN/GRÜNEBERG [48] erreichen sie in Waldstrukturen die 1,3- bis 2,2-fache, an exponierten Geländeteilen sogar die bis zu zehnfache Höhe der Freilandwerte. So liegen die mittleren Schwefeleinträge in der Bundesrepublik auf Freiflächen um etwa 25 kg/(ha·a), in Buchenwäldern um 50 kg und in Fichtenwäldern um 100 kg [95]; die jährliche Stickstoffbelastung liegt im Durchschnitt der Wälder Mitteleuropas bei ca. 30 kg/ha [48], kann aber regional bis zu 200 kg/ha betragen [55] (vgl. auch S. 7).

Direkte Messungen der unterschiedlichen Luftfilterung liegen von KELLER [59] vor, der Bleikonzentrationen in der Nähe vielbefahrener Straßen untersuchte: Danach ging der Bleigehalt der Luft in einem dichten Fichtenbestand auf einer Distanz von fünfzig Metern von 300 auf 10 ppm zurück, über einer Wiese auf der gleichen Distanz aber nur auf 40 ppm. NEUWIRTH [70] maß die radioaktive Belastung der Luft in der Nachbarschaft eines Gaswerkes. Sie sank von ursprünglich 43.000 Kernen/m<sup>3</sup> in einem benachbarten Wald auf ein Zehntel, stieg außerhalb des Waldes aber wieder auf ein Viertel des Ausgangswertes an.

Zusätzlich ist die Oberfläche von Wäldern rauher als die von Äckern. Dies führt zu vermehrten Turbulenzen, aktiviert damit den vertikalen Luftaustausch und kann stark immissionsbelastete Luftschichten verdünnen. Die Frischluftzufuhr kann durch geeignete Lage der Waldgebiete gezielt gelenkt und gefördert werden (vgl. [8]). Ungünstig, beispielsweise quer zur Luftstromrichtung liegende Waldriegel können die Frischluftzufuhr jedoch auch beeinträchtigen.

## 7. Klimatische Auswirkungen

Für das **Lokalklima** interessiert die Ausfilterung von Schwebpartikeln - neben der direkten Verminderung der Luftbelastung - auch noch aus einem anderen Grunde: Sie bedeutet, daß weniger Kondensationskerne zur Verfügung stehen, an denen sich die Luftfeuchte niederschlägt. Dies verringert vor allem in der Umgebung von starken Emissionsquellen (Städten und Industrieansiedlungen) die Häufigkeit von Nebel oder Nieselregen.

Auch die Lufttemperatur wird durch die Pflanzenbestände beeinflusst, da deren stärkere Strahlungsreflexion und Verdunstung die Luft abkühlen.

Die Lufttemperaturen über Wäldern und Feldern sind im Mittel etwa gleich [69]. Sie können erheblich niedriger sein als in Städten, in denen Verbrennungsprozesse, stärkere Strahlungsabsorption, geringe Verdunstung und Dunstglocken die Atmosphäre aufheizen. In Berggebieten übertrifft die Abkühlung durch landwirtschaftliche Flächen diejenige durch Wald häufig, weil die Luft aus den Waldbeständen schlechter abfließen kann und Bäume ohnehin mehr Strahlung absorbieren als Felder. Bei ungünstiger Wald-Feld-Verteilung wiederum kann es hier zu Kaltluftstaus und damit zu Schäden an empfindlichen Kulturen kommen, wenn Waldriegel den Abfluß von Kaltluft verhindern.

Die klimatischen Auswirkungen der Aufforstungen können dem nach lokal unter Umständen recht bedeutsam werden. Auswirkungen auf das **Globalklima** sind dagegen verhältnismäßig gering. Zwar vermögen die Wirtschaftswälder der gemäßigten Zonen Kohlenstoff längerfristig zu binden. Dieser Beitrag zur Kompensation des Treibhauseffektes fällt jedoch angesichts der Ausmaße der weltweiten CO<sub>2</sub>-Freisetzung (etwa  $6 \cdot 10^9$  t/a [4]) durch Verbrennung fossiler Energieträger sowie durch die Waldzerstörung in den Tropen nur geringfügig ins Gewicht: Selbst wenn in der Bundesrepublik sofort 1 Million Hektar Wald neubegründet würden, so ließen sich dadurch jährlich maximal  $15 \cdot 10^6$  t CO<sub>2</sub> binden [23].

Um die Aufheizung der Erdatmosphäre nennenswert beeinflussen zu können, müßten global etwa 465 Millionen Hektar aufgeforstet

werden [63, 86]. Dieser Schätzung liegt ein jährlicher Holzzuwachs von  $15 \text{ m}^3/(\text{ha}\cdot\text{a})$  zugrunde; in unseren Breiten kann jedoch höchstens mit der Hälfte dieses Wertes gerechnet werden. Isoliert betrachtet, erscheint damit der mögliche Beitrag von Aufforstungen in Deutschland zur  $\text{CO}_2$ -Reduktion (unter realistischen Annahmen über den möglichen Aufforstungsumfang) gering; als Teil eines umfassenden und internationalen Konzeptes zur Verringerung der gesamten atmosphärischen Belastung wäre er jedoch positiv zu bewerten.

## **8. Lärminderung**

Wald bewirkt Lärmschutz vor allem für höhere Frequenzen; zwischen 125 und 250 Hz treten die geringsten Schallminderungen ein. (Zum Vergleich: Straßenlärm umfaßt hauptsächlich den Bereich von 200 - 500 Hz). Als Richtwert gilt, daß der Schallpegel über Vegetation im allgemeinen (ohne Wälder) um  $3 \text{ dB(A)}/100 \text{ m}$  stärker abnimmt als bei Freifeldausbreitung; belaubte bzw. benadelte Wälder führen zu einer zusätzlichen Pegelabnahme von  $8 \text{ dB(A)}/100 \text{ m}$  [6]. Laub abwerfende Bäume verlieren jedoch im Winter einen großen Teil ihrer Schalldämmfähigkeit; daher ist bei Lärmschutzwäldern ein Mindestanteil an Immergrünen erforderlich.

Das Ausmaß der Dämpfung im Wald wird maßgeblich vom Bestandesaufbau und der Blattdichte der Baumarten bestimmt. In vielschichtigen (z.B. plenter- oder femelartig bewirtschafteten) Beständen sowie in dichten Jungwüchsen sind Lärmhalbierungen bereits ab einer Bestandestiefe von 40 bis 50 m zu erwarten. Im Innern von hallenartigen Altbeständen kann die dort höhere Luftfeuchtigkeit jedoch auch zu einer besseren Schallausbreitung beitragen [68].

## 9. Biotop- und Artenschutz

Ein Vergleich der Auswirkungen von forstlicher und landwirtschaftlicher Bodennutzung auf den Biotop- und Artenschutz ist besonders problematisch. Zu den eingangs erwähnten Informationsdefiziten treten hier folgende grundsätzliche Schwierigkeiten:

- a) Eine exakte und allgemein anerkannte Definition des Begriffes "Naturschutz", aus der operationale Zielvorgaben abgeleitet werden könnten, existiert bislang nicht (vgl. [20, 36]). Behelfsformulierungen wie "nachhaltige Sicherung der Pflanzen- und Tierwelt" (z.B. sinngemäß im Bundesnaturschutzgesetz) bleiben diffus und können zu Inkonsistenzen führen.
- b) Forst- und Agrarwirtschaft beheimaten völlig unterschiedliche Artenspektren, die untereinander nur unter Zuhilfenahme von a-priori-Wertungen verglichen werden können.
- c) Schutzkonzepte für Naturelemente verschiedenartiger Integrationsebenen (Individuen, Populationen, Biozönosen) sind nicht ohne zweifachen Raumbezug formulierbar: Einerseits haben die einzelnen Arten unterschiedliche (und oft schwer zu definierende) Mindest-Flächenansprüche, die bei der Diskussion um Aufforstungsflächen berücksichtigt werden müssen. Andererseits muß ihre jeweilige örtliche Schutzbedürftigkeit auch daran gemessen werden, wie stark sie in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet gefährdet sind.
- d) Mangels valider und eindeutiger Bewertungsmaßstäbe werden *Naturnähe*, *Vielfalt* und *Seltenheit* bzw. *Gefährdung* als praktikable Hilfskriterien vorgeschlagen [3, 38, 57, 101]. Aber auch deren Messung ist problematisch: So werden Seltenheit/Gefährdung von Standorten anhand verschiedenartiger Bioindikatoren beurteilt, unter denen die Arten der "Roten Listen" [60, 91] den größten Einfluß auf die allgemeine Diskussion haben. Diese Rote-Liste-Arten sind zur Darstellung der Situation jedoch nur bedingt geeignet, so lange Kausalbeziehungen zwischen ihrem Auftreten und den jeweiligen Standorteigenschaften nicht erfaßt sind. Ursachen des Artensterbens können so oft nur spekulativ identifiziert werden [100].

Die **natürliche Vegetation** ist im mitteleuropäischen Klima - mit Ausnahme weniger Sonderstandorte - generell Wald; hier tendiert die Sukzession von Natur aus ständig wieder zu einer Waldklimax [12, 32]. Jede andere Landnutzungsform ist daher natur fern und muß - unter erhöhter Bewirtschaftungsintensität - vor der Wiederbesiedlung mit Bäumen geschützt werden.

Reine Waldlandschaften sind jedoch hinsichtlich ihres Bestandes an Pflanzen- und Tierarten in der Regel weniger **vielfältig** als die traditionelle bäuerliche Kulturlandschaft, in der die Mischung von Wäldern, Feldern, Wiesen, Hecken, Einzelbäumen und anderen Natur-elementen das Nischenangebot gegenüber dem natürlichen Zustand vergrößert. Auch die Waldökosysteme selbst können sich aufgrund ihrer Standortcharakteristika durch geringere Artenfülle auszeichnen [34].

Durch die intensivierete Agrarproduktion wird die ursprüngliche Vielfalt jedoch auf dreierlei Weise reduziert:

- a) Das **Biotopspektrum** wird eingeschränkt durch "Ausräumung der Landschaft" [31]: Schlagvergrößerung, Begradigungen, Be- und Entwässerung, Vereinheitlichung der Fruchtfolge, Verringerung von Randlinien und Zerstörung von Kleinstrukturen. Dies hat zur Folge, daß den ursprünglich angesiedelten Pflanzen- und Tierarten Habitats, Brut- oder Nahrungseinzugsgebiete und damit die Lebensgrundlagen entzogen werden.
- b) Das **Artenspektrum** wird direkt verkleinert, einerseits durch die Düngung, die einige Arten gegenüber einer Vielzahl von konkurrenzschwächeren begünstigt, andererseits durch Biozide, die sowohl unerwünschte als auch neutrale Arten vernichten, und drittens über die Bodenbearbeitung, die verdichtungs- und störungsempfindliche Arten beeinträchtigt. Dadurch verlieren indirekt weitere Arten ihre Nahrungsgrundlage.
- c) Das **genetische Reservoir** der Arten wird homogenisiert, indem Verinselungen von Biotopen den genetischen Austausch zwischen Teilpopulationen hemmen und damit Inzesterscheinungen begünstigen. Darüberhinaus werden großflächig Zuchtsorten und Klone

verengter genetischer Varianz angebaut, die die traditionellen, vielfältigeren Sorten verdrängen.

**Seltene oder gefährdete** Standorte sind vor allem Feuchtgebiete (Moore, Sümpfe, Feuchtwiesen, Röhrichte, Quellfluren, Moor- und Auwälder) sowie extensiv genutztes Grasland (verschiedene Arten von Trockenrasen und ungedüngte Magerrasen [12]). Hier findet sich eine hohe Anzahl der in den Roten Listen als bedroht eingestuften Arten. Einige dieser Biotop sind anthropogenen Ursprungs; ihre Erhaltung erfordert nicht nur, die traditionellen, extensiven Bewirtschaftungsformen weiterzuführen, sondern auch, sie vor schädlichen Randeinträgen und Verfrachtungen aus der Umgebung zu bewahren.

Den Auswirkungen von **Biotopzerstörungen** gingen SUKOPP et al. [91] anhand der Pflanzenarten der Roten Liste nach. Sie zeigten, dass die meisten dieser Arten aufgrund der Beseitigung von Sonderstandorten bedroht sind, in der Rangordnung gefolgt von Entwässerungsmaßnahmen und Nutzungsaufgaben. An erster Stelle der Verursacher nannten sie die Landwirtschaft, die zum Rückgang von knapp 400 Arten beitrage, an sechster Stelle die Forstwirtschaft mit 84 Arten; 1988 wurden diese Zahlen auf 513 bzw. 338 korrigiert [60]. Wenn diese Werte auch durch unterschiedliche Flächenrepräsentanz der verglichenen Landnutzungsarten verzerrt sind und der Identifikation der einzelnen Verursacher teilweise willkürliche Momente anhaften (s.o.; [88]), so wird doch deutlich, daß sowohl Land- als auch Forstwirtschaft den Artenbestand einer Region vermindern können.

Ein wenigstens ebenso starker Einfluß auf die Artenverarmung kommt **Biotopveränderungen** zu, die durch die Eutrophierung auf dem Wege über Immissionen (vgl.S.7,17 f.) und die landwirtschaftliche Düngung (vgl.S. 7 ff.) hervorgerufen werden [24]. Als Schlüsselfaktor gilt hier die Überversorgung mit Stickstoff, dem typischen Mangelnährstoff der meisten terrestrischen Ökosysteme: Etwa drei Viertel aller gefährdeten Pflanzenarten sind nur auf Standorten mit Nährstoff-, namentlich Stickstoffmangel, konkurrenzfähig [35,36]. Eine gesteigerte Nährstoffversorgung führt zu verbesserten Wuchsbedingungen für wenige Konkurrenten und damit gleichzeitig zu veränderten kleinklimatischen Verhältnissen;

beides bedroht die Überlebenschancen der ursprünglichen Vegetation.

Artenverluste durch die Landwirtschaft sind damit in der Regel auf Intensivierungen zurückzuführen. In der Waldbewirtschaftung werden hauptsächlich heute unüblich gewordene Maßnahmen (Aufforstung von Sonderstandorten, Entwässerungen) sowie Aufforstungen mit Nadelbaum-Monokulturen verantwortlich gemacht [103].

Von den etwa 300 Arten der **Ackerbegleitflora** sind 87, also knapp ein Drittel, in der Roten Liste als bedroht oder bereits ausgestorben registriert; die durchschnittliche Artenvielfalt von Äckern hat sich auf ca. 50 % reduziert [31]. Starke Abnahmen sind bei spezialisierten Wildkräutern zu verzeichnen, während sich nährstoffliebende oder indifferente Ubiquisten weiter ausbreiten konnten. Diese bedrohte Flora wächst zum überwiegenden Teil am Rand der Äcker, weniger in den Äckern selbst. Daher kann diese Situation durch geeignete Ackerrand-Schutzkonzepte entschärft werden.

Der Artenverlust in Äckern ist in hohem Maße auf den Einsatz von Bioziden, hier vor allem Herbiziden, zurückzuführen. Dem Herbizideinsatz wird der Rückgang von knapp 70 % der Arten der Ackerbegleitflora zugeschrieben [27]; in weniger ertragreichen Gebieten (z.B. unteren Mittelgebirgslagen) sind die quantitativen Veränderungen geringer als in hochertragsfähigen [61].

Ein erheblicher Teil der **Fauna** von Agrarlandschaften verliert so ihre Nahrungsgrundlage. Die Tragweite dieser Artenverarmung ist kaum abzuschätzen, da die vorliegenden Kenntnisse insbesondere über die Kleintierwelt noch sehr lückenhaft sind. Nach einer Faustregel von HEYDEMANN [45] sind von jeder Ackerwildkrautart durchschnittlich zwölf pflanzenfressende Tierarten abhängig, und von diesen wiederum die gleiche Anzahl an Prädatoren oder Parasiten.

Direkt wird die Fauna bei mangelnder Selektivität der verwendeten Biozide getroffen, indirekt zusätzlich über die Anreicherungen in den Nahrungsketten. Letzteres wurde am Beispiel von weiblichen Staren nachgewiesen, deren Fütterungsaktivität nach Aufnahme

vergifteter Insekten erheblich nachließ. Die Jungen hatten um knapp 10 % verminderte Gewichtszunahmen und damit geringere Überlebenschancen [37].

Die negativen Auswirkungen von Düngung und Pestizideinsatz bleiben nicht auf die Äcker beschränkt: Durch **Randeinträge und Verfrachtungen** können auch umliegende Biozönosen betroffen werden. Durch Randeinträge von Düngern werden vor allem oligotrophe Assoziationen - beispielsweise Hochmoore - beeinträchtigt, deren an den Nährstoffmangel angepasste Arten kaum konkurrenzadaptiert sind und die so bereits bei leichten Düngerzufuhren irreversibel verdrängt werden. Ein bekanntes Beispiel für die Wirkungen der Verfrachtung eines besonders persistenten Biozids ist das des DDT.

Insgesamt können Aufforstungsvorhaben unter Naturschutzgesichtspunkten also recht zwiespältig zu beurteilen sein: Zwar bedeutet eine Umwandlung von Ackerflächen in Wald generell größere Naturnähe und eine Extensivierung der Nutzung, die sich vor allem in verminderter Konkurrenzregelung durch Chemikalien niederschlägt. Sie kann aber auch zu einer Bedrohung für die Charakterarten der Ackerstandorte werden, die nur durch extensivierte Beibehaltung dieser Nutzungsart geschützt werden können. Angesichts der geringen Realisierungschancen einer derartigen Schutzkonzeption [83] ist jedoch fraglich, ob dieser Schutz überhaupt er reicht werden kann. Darüberhinaus wird befürchtet, daß von der Aufforstung gerade ertragsschwächere und daher extensiver genutzte Äcker betroffen sein werden, auf denen sich noch Rückzugsgebiete für bedrohte Arten halten können; und schließlich auch, daß die durch Aufforstungen bewirkte Bodenverknappung zu Intensivierungen auf den verbleibenden Ackerflächen führen könnten [53; vgl. auch 9].

## 10. Landschaftsbild und Erholungseignung

Waldausstattung und Wald-Feld-Verteilung sind, als Ergebnisse kontinuierlicher Entwicklungsprozesse unter spezifischen natürlichen und sozialen Rahmenbedingungen, Identitätselemente einer jeden Landschaft und damit Teil deren kulturellen Erbes.

Aufforstungen können den Charakter und die Schönheit dieser Landschaften verändern; sie müssen daher jeweils anhand des individuellen Landschaftszustandes beurteilt werden. Als Kriterien hierfür kommen u.a. die traditionelle und heutige Waldausstattung, die Wahrnehmbarkeit von Landschaftsveränderungen sowie die Beurteilungen seitens der Nutzer (Wohnbevölkerung und Touristen) in Betracht.

Die Bedeutung des Waldes für die Erholung läßt sich anhand des Gesamtbesuchsaufkommens ermesen, das in der Bundesrepublik jährlich bei etwa 1,2 Mrd. Waldbesuchen liegt; für 80 % der Besucher liegt der Wald bis zu 2 km von ihrem Wohngebiet entfernt und gehört damit zum Naherholungsbereich [66].

Die Bewaldung schwankt jedoch in der Bundesrepublik innerhalb eines sehr weiten Rahmens. In einigen Mittelgebirgskreisen werden Werte von über 80 % erreicht; das Minimum stellt mit unter 1 % der niedersächsische Kreis Wesermarsch.

In bereits sehr walddreichen Regionen oder Gegenden, in denen die Waldarmut traditioneller Charakterbestandteil der Landschaft ist, sind Waldzunahmen oftmals nicht erwünscht; dagegen können sie das Landschaftsbild eintöniger Ackerlandschaften und von Gebieten mit geringer Bewaldung gliedern und erheblich aufwerten. Ähnliches trifft für einzelne Landschaftsteile zu: Viele Mittelgebirgstäler müssen vor weiterer Waldzunahme geschützt werden; in anderen Fällen können beispielsweise Sichtschutzaufforstungen bereits eingetretene Landschaftsschäden kaschieren.

Meinungsumfragen zur gewünschten Waldausstattung von Landschaften (die allerdings schwerpunktmäßig aus dem süddeutschen Raum stammen) deuten an, daß das Bewaldungsoptimum etwa zwischen 30 und 80 Prozent gesehen wird [1, 39]. Offensichtlich bestehen hier

Mindestbedürfnisse hinsichtlich der Anteile sowohl an Wald als auch an verbleibender Freifläche. Die Grenzwerte variieren mit der zur Diskussion stehenden Landschaft und der regionalen Herkunft der Befragten.

In Stadtregionen gelten Anteile von 30-40 % Wald als ausreichend, um dem Bedarf an Walderholung gerecht zu werden; eine Bewaldung unter 20 % wird für untragbar gehalten [5]. Danach wären die meisten Verdichtungsräume nur unzureichend mit Wald ausgestattet.

Dies belegen Umfragen zur Walderholung: Eine Quellgebietsbefragung in München zeigte beispielsweise, daß sich knapp die Hälfte der Respondenten am liebsten im Wald erholten, gegenüber etwa einem Viertel, die eine häufige Mischung von Wald und Feld bevorzugten. Waldlose Gegenden spielten nach dieser Untersuchung für die Erholung keine Rolle [11]. Bei Zielgebietsbefragungen am Feldberg (Schwarzwald) äußerten drei Viertel der Interviewten, daß sie Anteile von über 50 % Wald zum Wandern bevorzugten. Als Optimum ergaben sich 70-80 % [99].

Entsprechend positive Einstellungen finden sich gegenüber der Aufforstung. Nach einer Untersuchung in Baden-Württemberg [71] wurde sie von mehr als 3/4 der dortigen Bevölkerung befürwortet; nur 5 % äußerten eine ablehnende Haltung. 60 % der Befragten waren hierbei auch bereit, spürbare Veränderungen des Landschaftsbildes in Kauf zu nehmen.

Kritik entzündet sich jedoch häufig an Flächenform und Aufbau der Aufforstungen sowie an Waldrand- und Bestandesgestaltung [2] - also weniger an den Aufforstungen selbst als an deren Darstellungsform. Eckige, an den Gemarkungsgrenzen orientierte Flächenformen widersprechen oft den Landschaftskonturen und werden als künstlich und fremd empfunden; dieser Eindruck wird durch schematische Pflanzungs-, Pflege- und Endnutzungsverfahren noch verstärkt, ebenso durch flächige Monokulturen und deutlich sichtbare "technische" Eingriffe wie z.B. Wildschutzzäune. Wesentlich landschaftsverträglicher sind dagegen Formen, die sich an bestehenden Linienzügen orientieren (Wasserläufe, natürliche Bewuchsgrenzen, historische Bebauung, Relief) und strukturreiche Wälder, die bei natürlicher Baumartenmischung und selektiven Waldbauverfahren

entstehen. Erhebliche Bedeutung kommt in dieser Beziehung auch dem Aufbau vielgestaltiger Waldränder zu.

Präferenzen hinsichtlich bestimmter Baumarten lassen sich nicht allgemein nachweisen, vielmehr sind sie maßgeblich von den landschaftsspezifischen Bestandestypen geprägt [71, 75]. Auch dem Bedürfnis nach Abwechslung scheinen eher Mischungen verschiedener Bestandesformen und solche zwischen Wald und Feld zu entsprechen als Mischwälder im forstlichen Sinne.

Zusammenfassend ergibt sich, daß Waldzunahmen für die Erholungseignung von Landschaften bei entsprechender Gestaltung in vielen Fällen förderlich sein können. Zu bedenken ist allerdings, dass der Erholungsnutzen von Jungwüchsen allgemein geringer als der von Altbeständen bewertet wird [2] und sich Vorteile aus den Aufforstungen somit eher langfristig ergeben. ZUNDEL [108] weist darüberhinaus auf häufige Pflegemängel im Kleinprivatwald hin, die dessen Erholungseignung ebenfalls beeinträchtigen können.

## 11. Zusammenfassende Bewertung

Die politischen und ökonomischen Rahmenbedingungen in der Bundesrepublik Deutschland begünstigen die landwirtschaftliche Bodennutzung gegenüber der forstlichen. Zum Teil ist diese Begünstigung ein Nebeneffekt unterschiedlicher staatlicher Steuerungsinstrumente. Die Anwendung solcher Steuerungsinstrumente wird unter anderem mit Infrastrukturleistungen begründet, die die Land- und Forstwirtschaft erbringen.

Ein Literaturvergleich der unterschiedlichen Auswirkungen der beiden konkurrierenden Landnutzungsformen auf die Umwelt zeigt das folgende Bild:

- Die **Wasser**qualität wird durch Wald generell verbessert, hauptsächlich durch geringere Düngemittel- und Pestizideinträge, darüberhinaus durch die stärkere Filterleistung der Waldböden. Die höhere Wasserspeicherkapazität des Waldes fördert eine gleichmäßigere Wasserabgabe und verringert Hochwasserspitzen;

örtlich kann die verringerte Grundwasserspende jedoch auch zu Problemen führen.

- **Bodenschäden** treten im Wald seltener auf, da die stärkere Durchwurzelung und die ganzjährige Bedeckung des Bodens Erosionen verhindern. Chemische Einträge und Bodenverdichtungen sind hier geringer und reduzieren die direkte anthropogene Bodenbelastung. Dagegen kann die starke Filterwirkung von Wäldern gegenüber atmosphärischen Verunreinigungen die Belastung der Böden durch Chemikalien in geringem Maße indirekt erhöhen.
- Die **Luftqualität** wird durch diese Filterung verbessert: Die aktive Filterwirkung des Waldes gegenüber Aerosolen und Gasen liegt deutlich über der von Äckern. Dies trifft ebenfalls auf **Schallmissionen** zu. Dazu kommen geringere Geruchs- und Staubemissionen.
- Auswirkungen der Wälder auf das Welt**klima** beruhen insbesondere auf der längerfristigen Festlegung von Kohlenstoff in Form von Holz. Aufforstungen im Gebiet der Bundesrepublik Deutschland könnten jedoch nur in minimalem Umfang zur Reduktion des Treibhauseffektes beitragen. Die Beurteilung lokaler Klimawirkungen von Wäldern ist dagegen stark von der gegebenen Wald-Feld-Verteilung abhängig.
- Unter **Naturschutz**gesichtspunkten muß eine Umwandlung von Äckern in Wald zwiespältig beurteilt werden: Zwar werden durch Wald größere Naturnähe, extensivere Nutzungen und verringerte Chemikalienbelastungen erreicht; andererseits können durch die Biotopveränderungen Pflanzen- und Tierarten, die an landwirtschaftliche Nutzungsformen gebunden sind, zusätzlich bedroht werden.
- Für die **Erholungseignung** von Landschaften können zusätzliche Waldflächen förderlich sein; entscheidend ist aber auch hier die Wald-Feld-Verteilung sowie der Charakter der jeweiligen Landschaft.

Aufgrund dieser qualitativen Auswertung ergibt sich, daß die forstliche Nutzung im Vergleich zur heutigen landwirtschaftlichen Bodennutzung für den Naturhaus halt schonender ist. Aus umweltpolitischen Erwägungen heraus er scheint daher eine verstärkte Förderung von Ackeraufforstungen generell begrüßenswert; die angesprochene Begünstigung der Land- gegenüber der Forstwirtschaft durch staatliche Lenkungsinstrumente ist demgegenüber kontraproduktiv. Will man dieses Begünstigungsgefälle durch eine verstärkte Förderung der Aufforstung verringern, so erscheint es angezeigt, die Fördermaßnahmen regional zu differenzieren. Sonst wäre zu befürchten, daß sich komparative Vorteile der Aufforstung bei einem einheitlichen Fördersystem eher in solchen Regionen bemerkbar machen, deren geringes landwirtschaftliches Ertragspotential ohnehin den Erhalt höherer Waldanteile begünstigt hat, als in landwirtschaftlich ertragsstarken und damit meist waldarmen Gebieten.

Um die Infrastrukturleistungen der unterschiedlichen Bodennutzungsformen quantitativ vergleichen zu können, müssen die hierfür benötigten, bislang unzureichenden methodischen Ansätze weiterentwickelt werden. Dies betrifft zum einen die **Erfassung** der einzelnen Umweltwirkungen auf der Ebene von Naturaldaten: Die bisher vorliegenden Informationen stammen überwiegend aus einzelstandörtlichen Untersuchungen mit räumlich stark begrenzter Aussagekraft. Differenziertere Darstellungen regionaler Situationen sind mit ihnen kaum möglich.

Zum anderen fehlt es an praktikablen Ansätzen für die nachfrageorientierte **Bewertung** dieser Naturaldaten, mit der Vergleiche zwischen den verschiedenartigen Infrastrukturleistungen und des Bedarfs an ihnen möglich wären. Eine solche Bewertung ist Voraussetzung dafür, auch Umweltwirkungen in ein Urteil über die Auswirkungen politischer Maßnahmen auf die gesellschaftliche Wohlfahrt einbeziehen zu können.

## 12. Literatur

- AFZ: Allgemeine Forst Zeitschrift  
FA: Forstarchiv  
FuH: Forst und Holz; Der Forst- und Holzwirt  
FwCbl: Forstwissenschaftliches Centralblatt  
NuL: Natur und Landschaft  
SZF: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen
- [1] AMMER, U. (1977): Standortkundliche Untersuchungen als Entscheidungshilfe für die Landschaftsplanung. FwCbl, S.36-42.
- [2] AMMER, U.; PRÖBSTL, U. (1988): Erstaufforstungen und Landespflege. FwCbl, S. 60-71.
- [3] AMMER, U.; UTSCHICK, H. (1982): Methodische Überlegungen für eine Biotopkartierung im Wald. FwCbl, S. 60-68.
- [4] ANDRASKO, K. (1990): Global warming and forests: An overview of current knowledge. Unasylva 163/41, S.3-11
- [5] ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1980): Die Neuanlage von Wald aus der Sicht der Landespflege. FuH, S. 449- 452.
- [6] ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1982): Leitfaden zur Kartierung der Schutz- und Erholungsfunktionen des Waldes (Waldfunktionskartierung) WFK. Frankfurt/Main, 2. Aufl.
- [7] AUERSWALD, K.; ISERMANN, K.; OLFS, H.W.; WERNER, W. (1990): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer über "diffuse Quellen". In: HA "Phosphate und Wasser" in der Fachgruppe Wasserchemie in der GDCh (Hg.): "Wirkungsstudie Fließgewässer". Zit. n. ISERMANN (1990).
- [8] BARNER, J. (1981): Landschaftstechnik. Stuttgart, 173 S.
- [9] BECKER, H.; HAXSEN, G. (1990): Productivity Development and Environmental Effects in Regional Farming Systems of the Federal Republic of Germany. In: WHITBY/DAWSON (1990), S.5-17
- [10] BIBELRIETHER, H. (1982): Schutzwald - wogegen oder wofür? In: STERN, H. (Hg.) (1982): Rettet den Wald. München, 5. Aufl. S.339-348
- [11] BICHLMAIER, F. (1969): Die Erholungsfunktion des Waldes in der Raumordnung. Beiheft 30 zum FwCbl., 79 S.
- [12] BICK, H.; HANSMEYER, K.; OLSCHOWY, G.; SCHMOOCK, P. (1984): Angewandte Ökologie - Mensch und Umwelt. Band II: Landbau,

Energie, Naturschutz und Landschaftspflege, Umwelt und Gesellschaft. Stuttgart, 552 S.

- [13] BRECHTEL, H.M. (1975): Niederschlagsmessungen und Auswertung im Rahmen gebietshydrologischer Untersuchungen. Deutsch. Verb. Wasserwirtschaft (Bad Ems), 45 S.
- [14] BRECHTEL, H.M.; LEHNHARDT, F.; SONNEBORN, M. (1986): Niederschlagsdeposition anorganischer Stoffe in Waldbeständen verschiedener Baumarten. Agrarspectrum Bd.11: Belastungen der Land- und Forstwirtschaft durch äußere Einflüsse. S.57-80
- [15] BRECHTEL, H.M.; POHLMANN, H. (1990): Regionale Unterschiede der jährlichen Niederschlagsdeposition von Säurebildnern im Freiland und unter Fichtenaltbeständen in der Bundesrepublik Deutschland. VDI-Bericht 837, S.343-372
- [16] BRECHTEL, H.M.; RAPP, J.; SCHEELE, G. (1984): der Einfluß des Waldes und der Landnutzung auf die Schneeansammlung und Schneeschmelze in den hessischen Mittelgebirgen. In: DVWK-Mitteilungen 7: Schneehydrologische Forschung in Mitteleuropa. S.567-574
- [17] BRECHTEL, H.M.; SCHEELE, G. (1982): Erwirtschaftung von Grundwasser durch land- und forstwirtschaftliche Maßnahmen. Hann. Münden, 48 S.
- [18] BRECHTEL, H.M.; SONNEBORN, M.; LEHNHARDT, F. (1985): Konzentrationen und Frachten gelöster anorganischer Inhaltsstoffe im Freilandniederschlag sowie im Bestandesniederschlag von Waldbeständen verschiedener Baumarten. In: Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald (Hg.) (1985): Prozesse im Wasser- und Stoffkreislauf von Waldgebieten. S.153-168
- [19] BREMER, U.; THOROE, C. (1989): Zur Aufforstungsbereitschaft von Landwirten in der Bundesrepublik Deutschland. FA 60/6, S.252-256
- [20] BRÖRING, U.; WIEGLEB, G. (1990): Wissenschaftlicher Naturschutz oder ökologische Grundlagenforschung? NuL 6, S.283-292
- [21] BRÜHMANN, G. (1982): Untersuchungen des Wasserhaushaltes im Uelzener Becken (Landkreis Uelzen). Wasser und Boden 34, S.51-58
- [22] BRÜNIG, E.F. (1972): Wirkungen des Waldes auf die Umwelt des Menschen. Berichte über Landwirtschaft, S. 157-168.
- [23] BRÜNIG, E.F. (1990): Forstwirtschaft und Klimaänderung. AFZ 11, S.258-261

- [24] BUNDESAMT FÜR ERNÄHRUNG UND FORSTWIRTSCHAFT (1987): Einfluß von Luftverunreinigungen auf Böden, Gewässer, Flora und Fauna. Arbeitsmaterialien. Frankfurt/Main, 299 S.
- [25] BURSCHEL, P.; HUSS, J. (1987): Grundriß des Waldbaus. Hamburg und Berlin, 352 S.
- [26] BUSCH, K.-F.; UHLMANN, D.; WEISE, G. (Hg.) (1989): Ingenieur-Ökologie. 2. Auflage. Jena, 488 S.
- [27] CALLAUCH, R. (1981): Vergleich der Segetalvegetation auf konventionell und biologisch bewirtschafteten Äckern in SO-Niedersachsen. Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz, Sonderheft 9, S.85-95
- [28] CASPARIS, E. (1959): 30 Jahre Wassermeßstationen im Emmental. Mitt. d. Schweiz. Anst. für das forstl. Versuchswesen 35, S.179-224
- [29] DACHVERBAND AGRARFORSCHUNG und BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG; LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Hg.) (1987): Expertenkolloquium: Holz als nachwachsender Rohstoff. Aufforstung landwirtschaftlicher Flächen - ein Beitrag zur Lösung der Überschußprobleme? Bonn, 316 S.
- [30] DENGLER, A. (1980): Waldbau auf ökologischer Grundlage. Band 1: Der Wald als Vegetationstyp und seine Bedeutung für den Menschen. Neubearbeitet von E. RÖHRIG. Hamburg und Berlin, 5. Auflage
- [31] DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten März 1985. Stuttgart und Mainz, 423 S.
- [32] ELLENBERG, Heinz (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 4.Auflage. Stuttgart, 989 S.
- [33] ELLENBERG, Heinz; MAYER, R.; SCHAUERMANN, J. (Hg.) (1986): Ökosystemforschung. Ergebnisse des Sollingprojektes 1966-1986. Stuttgart, 507 S.
- [34] ELLENBERG, Hermann (1983): Gefährdung wildlebender Pflanzenarten in der Bundesrepublik Deutschland. Versuch einer ökologischen Betrachtung. FA, S.127-133
- [35] ELLENBERG, Hermann (1985): Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß von Düngung und Immissionen. SZF 136/1, S.19-39
- [36] ELLENBERG, Hermann (1989): Eutrophierung - das gravierendste Problem im Naturschutz? NNA-Berichte 2/1, S.4-13

- [37] GRUE, C.E.; POWELL, G.V.N.; McCHESNEY, M.J. (1982): Care of Nestlings by Wild Female Starlings Exposed to an Organophosphate Pesticide. *Journal of Applied Ecology*, S.327-355
- [38] HANSTEIN, U.; STURM, K. (1988): Waldbiotopkartierung im Forstamt Sellhorn -Naturschutzgebiet Lüneburger Heide-. *Aus dem Walde* 40, S. 1-185.
- [39] HARTWEG, A. (1976): Ein Beitrag zur Quantifizierung der Sozialfunktion des Waldes als Element der Infrastruktur. *Dissertation Forstl. Fak. der Universität Freiburg*. 151 S.
- [40] HASSENPFUG, H.-G.; SCHEFFER, K. (1982): Schlimme Erosionsschäden - Folge falscher Anbautechniken? *Prisma - Zeitschr. der Gesamthochschule Kassel* 28, S.48-51. Zit. n. [31]
- [41] HÄBERLE, M.; HERMANN, K. (1984): Entwicklung von Emissionen und Immissionen wichtiger Luftschadstoffe. *Wlb: Wasser Luft und Betrieb* 7/8, S. 31-36. Ludwigshafen: BASF.
- [42] HEISSENHUBER, A.; SCHMIDTLEIN, E.-M. (1987): Ökonomische und ökologische Aspekte der Bodenerosion. In: von URFF/ZAPF (Hg.) (1987), S.303-315
- [43] HEITFUß, R. (1989): Stoffliche Belastungen für den Naturhaushalt aus der Landwirtschaft und aus der Umwelt für die Landwirtschaft. In: *Niedersächsisches Umweltministerium (Hg.) (1989): Umwelt- Naturschutz- und Gesundheitspolitik - die neuen Partner der Landwirtschaft. Umweltgespräche Niedersachsen*, S. 16-37.
- [44] HETSCH, W.; HESSE, S.; MÜNTE, M. (1990): Absterben von Buchen auf pseudovergleyten Böden nach starker Befahrung. *AFZ*, S.481-483
- [45] HEYDEMANN, B. (1983): Aufbau von Ökosystemen im Agrarbereich und ihre langfristige Veränderung. *Universität Hohenheim: Daten und Dokumente zum Umweltschutz, Sonderreihe Umwelttagung* 35. S.53-85
- [46] HILDEBRANDT, A.; SCHÖN, H.; HAMMER, W.; HILLE, M. (1990): Vergleichende Untersuchungen über Art und Umfang des chemischen Pflanzenschutzes im Ackerbau 1977 bis 1979 und 1987. *Landbauforschung Völkenrode* Nr.2/1990, S.160-178
- [47] HILDEBRANDT, E.E. (1983): Der Einfluß der Bodenverdichtung auf die Bodenfunktionen im forstlichen Standort. *FwCbl* 102, S.111-125
- [48] HOFMANN, G.; GRÜNEBERG, H. (1990): Filter-Waldstreifen - eine waldbauliche Möglichkeit zur Minderung der Fremdstoffeinträge in Bestände und Waldgebiete. *Forstwirtschaft* 40, S.110-112

- [49] HOFMANN, R.; BECKER, G. (1990): Bodenschäden im Wald durch den Einsatz von Forstmaschinen. AFZ 20, S.478-481
- [50] HOLSTENER-JØRGENSEN, H. (1961): Undersøgelse af træarts- og aldersindflydelsen på grundvandstanden i skovtræbevoksninger på Bregentved. Det Forstl. Forsøgsvæsen i Danmark 27, S.233-480. Zit. n. MITSCHERLICH 1981
- [51] HOLSTENER-JØRGENSEN, H. (1967): Influences of Forest Management and Drainage on Groundwater Fluctuations. In: SOPER, W.E.; LULL, H.W. (Hg.): Forest Hydrology. Oxford. S.325-333. Zit. n. MITSCHERLICH 1981
- [52] HÖFLE, H.H. (1990): Mechanisierung in der Forstwirtschaft, Auswirkungen auf den Boden. AFZ 24, S.586-588
- [53] ILÄNDER, W. (1988): Aufforstungen von Grenzertragsböden aus der Sicht der Naturschutzbehörde. AFZ, S.1219-1220
- [54] INDUSTRIEVERBAND PFLANZENSCHUTZ (Hg.) (1987): Pflanzenschutzwirkstoffe und Trinkwasser - Ergebnisse einer Untersuchungsreihe der Pflanzenschutzindustrie. Eigenverlag. Broschüre. Zit. n. HEITFUß (1989).
- [55] ISERMANN, K. (1990): Die Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer der Bundesrepublik Deutschland durch verschiedene Wirtschaftsbereiche unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoff- und Phosphor-Bilanz der Landwirtschaft und der Humanernährung. DLG- Forschungsbericht zur Tierernährung (im Druck). 54 S.
- [56] JONAS, R.; HORBERT, M.; PFLUG, W. (1985): Die Filterwirkungen von Wäldern gegenüber staubbelasteter Luft. FwCbl, S.289-299
- [57] KAULE, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. Stuttgart.
- [58] KAUPENJOHANN, M.; ZECH, W.; HANTSCHHEL, R.; HORN, R. (1987): Ergebnisse von Düngungsversuchen mit Magnesium an vermutlich immissionsgeschädigten Fichten (*Picea abies* (L.) Karst.) im Fichtelgebirge. FwCbl 106, S.78-84.
- [59] KELLER, T. (1972): Auswirkungen der Motorfahrzeug-Abgase auf die Vegetation. SZF, S.372-381
- [60] KORNECK, D., SUKOPP; H. (1988): Die Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 19, Bonn-Bad Godesberg.

- [61] KÖCK, U. (1984): Intensivierungsbedingte Veränderungen der Segetalvegetation des Mittleren Erzgebirges. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 24, S.105-133
- [62] KREUTZER, K.; SCHIERL, R. (1989): Auswirkungen der Kalkung auf die Sickerwasserqualität - Ergebnisse aus dem Höglwald-Projekt und aus der Oberpfalz. IMA-Querschnittsseminar "Düngung geschädigter Wälder", Kernforschungsanlage Karlsruhe, S.129-141.
- [63] KYRKLUND, B. (1990): The potential of forests and forest industry in reducing excess atmospheric carbon dioxide. Unasylva 163/41, S.12-14
- [64] LEHNARDT, F.; BRECHTEL, H.M.; BONESS, M.K.E. (1980): Wasserqualität von Bächen bewaldeter und landwirtschaftlicher Gebiete. FwCbl, S. 101-109.
- [65] LEIBUNDGUT, H. (1975): Wirkungen des Waldes auf die Umwelt des Menschen. Erlenbach - Zürich, 186 S.
- [66] LOESCH, G. (1980): Typologie der Waldbesucher. Diss. Forstl. Fak. Göttingen, 188 S.
- [67] MAYER, R. (1972): Bioelementflüsse im Wurzelraum saurer Waldböden. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 16, S.136-145
- [68] MITSCHERLICH, G. (1975): Wald, Wachstum und Umwelt. Band III: Boden, Luft und Produktion. Frankfurt/M, 352 S.
- [69] MITSCHERLICH, G. (1981): Wald, Wachstum und Umwelt. Band II: Waldklima und Wasserhaushalt. 2.Aufl. Frankfurt/M., 402 S.
- [70] NEUWIRTH, R. (1965): Der Wald als Aerosolfilter. AFZ, S.37-39
- [71] OTT, W. (1980): Wald und Forstverwaltung im Spiegel der öffentlichen Meinung. AFZ 35, S.397-399
- [72] PETSCH, G. (1971): Belastung, Bedeutung und Erhaltung des Waldes im Verdichtungsraum - offene wissenschaftliche Fragen für die Praxis. Schr. Reihe Siedlungsverband Ruhrkohlenbezirk 41. Zit. n. LEIBUNDGUT (1975)
- [73] PIANKA, E.R. (1978): Evolutionary Ecology. 2te Auflage, New York.
- [74] PLOCHMANN, R.; THOROE, C. (1991): Nutzen-Kosten-Untersuchung zur Förderung der Erstaufforstung. Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft. Münster-Hiltrup, 199 S. (Im Druck)

- [75] PRÖBSTL, U. (1989): Auswirkungen des Waldsterbens auf Erholung und Fremdenverkehr in waldreichen Mittelgebirgslandschaften Bayerns. FwCbl 108, S. 56-65
- [76] REINWALD, H. (1987): Einfluß der Kalkung auf bodenchemische Parameter und Saugkerzenwässer. Dipl.-Arb. Forstw. Fak. Univ. München, 151 S. Zit. n. SAUTER/MEIWES (1990).
- [77] RUDOLPH, M. (1988): Ökonomische Analyse von Nutzungskonflikten zwischen Wassergewinnung und landwirtschaftlicher Produktion. Dissertation, landw. Fak. Univ. Göttingen, 1988. 151 S.
- [78] RULA, B.; STEFANOVIČ, P.; CVETKOVIČ, M.; KOVAČEVIČ, B. (1971): Die spezifischen Einflüsse des biologischen Schutzes auf die Oberflächenerosion des Bodens. In: Grenzen und Möglichkeiten der Vorbeugung vor Unwetterkatastrophen im alpinen Raum. Klagenfurt.
- [79] SAUTER, U.; MEIWES, K.J. (1990): Auswirkungen der Kalkung auf den Stoffaustrag aus Waldökosystemen mit dem Sickerwasser. FuH 20, S.605-610
- [80] SCHEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P.; BLUME, H.-P.; HARTGE, K.-H.; SCHWERTMANN, U. (1984): Scheffer/Schachtschabel. Lehrbuch der Bodenkunde. 11. Auflage. Stuttgart, 442 S.
- [81] SCHMIDT, F. (1978): Diss. TU München. zit. n. SCHEFFER et al. (1984)
- [82] SCHULZ, H.D. (1973): Einfluß der Düngung auf das Grundwasser. Umschau 73, S.442-443
- [83] SCHUMACHER, W. (1989): Anforderungen an die Agrarlandschaft als Lebensraum für Tiere und Pflanzen. In: Niedersächsisches Umweltministerium (Hg.) (1989): Umwelt-, Naturschutz- und Gesundheitspolitik - die neuen Partner der Landwirtschaft. Umweltgespräche Niedersachsen, S. 38-50.
- [84] SCHWERDTFEGGER, F. (1981): Die Waldkrankheiten. Hamburg und Berlin, 486 S.
- [85] SCHWOERBEL, J. (1984): Einführung in die Limnologie. 5. Aufl., Stuttgart, 233 S.
- [86] SEDJO, R.A. (1989): Forests to Offset the Greenhouse Effect. Journal of Forestry 87/7, S.12-15
- [87] SEIBERT, O. (1987): Bedingungen und Auswirkungen umweltgerechter Formen der Landbewirtschaftung. In: von URFF/ZAPF (Hg.) (1987), S.143-156.

- [88] SPAHL, H. (1990): Durch Waldwirtschaft gefährdet? Auswirkungen der Forstwirtschaft auf schützenswerte Pflanzen und Tiere der Feuchtgebiete. AFZ 6-7, S.149-150
- [89] STOCK, R.; FRIESEL, P.; MILDE, G. (1987): Grundwasserkontamination durch Pflanzenbehandlungsmittel in der Niederen Geest Schleswig-Holsteins und im Emsland. Schr. Reihe des Vereins WaBoLu 68, S.209-223
- [90] STREBEL; RENGER (1984): Unveröffentlicht; zit. n. SCHEFFER et al. (1984)
- [91] SUKOPP, H.; TRAUTMANN, W.; KONECK, D. (1978): Auswertung der Roten Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen in der Bundesrepublik Deutschland für den Arten- und Biotopschutz. Schriftenreihe für Vegetationskunde 12, S.1-138
- [92] THOROE, C. (1984): Forstwirtschaft und Waldschäden aus gesamtwirtschaftlicher Sicht. AFZ, S.812-817
- [93] THOROE, C. (1986): Zur Subventionierung von Landwirtschaft und Forstwirtschaft - Ein Vergleich. AFZ, S.190-193
- [94] THOROE, C. (1988): Aufforstung: Eine Alternative zur landwirtschaftlichen Überschussproduktion? FA 59, S. 163-166
- [95] ULRICH, B.; STEINHARDT, U.; MÜLLER-SUUR, A. (1973): Untersuchungen über den Bioelementgehalt in der Kronentraufe. Göttinger Bodenkdl. Ber. 29, S.133-192
- [96] URSIC; DENDY: o.A. Zit. n. MITSCHERLICH (1981)
- [97] VALEK, Z. (1962): Lesy, Pole a Pstviny v Hydrologii Pramenných oblastí Kychové a Zděchovky. Výzkumný Ústav Vodohospodárský Práce a Studie, Sesit 106. Praha-Prodbaba S. 108 ff. Zit. n. MITSCHERLICH 1981
- [98] van MAAREN, A. (1988): Änderungen der EG - Landwirtschaftspolitik: eine Aufgabe für die Forstpolitik? FA 59, S.211-215
- [99] VOLK, H. (1985): Wieviel Wald gehört zur Erholungslandschaft? Befragungsergebnisse für das Naturschutzgebiet Feldberg im Schwarzwald. NuL, S.500-504
- [100] VOLK, H. (1990): Vorurteile im Naturschutz gegen Forstwirtschaft abbauen. Inwieweit gefährdet Forstwirtschaft schützenswerte Pflanzen? AFZ 6-7, S.147-148
- [101] VOLK, H.; HAAS, T. (1990): Waldbiotopkartierung und Waldbiotopbewertung. Allgemeine Grundlagen und Ergebnisse. Mitt. d. FVA Baden-Württemberg 153, 49 S.

- [102] von URFF, W.; ZAPF, R. (Hg.) (1987): Landwirtschaft und Umwelt - Fragen und Antworten aus der Sicht der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V., Band 23. Münster-Hiltrup, 525 S.
- [103] WANGLER, F. (1990): Erwünscht oder problematisch? Erstaufforstungen. AFZ 6-7, S.161-163.
- [104] WHITBY, M.C.; DAWSON, P.J. (Hg.) (1990): Land Use for Agriculture, Forestry, and Rural Development. Proceedings of the 20th Symposium of the European Association of Agricultural Economists (EAAE), July 1989. Newcastle upon Tyne (England), 389 S.
- [105] WISCHMEIER, W.M.; SMITH, D.D. (1981): Predicting Rainfall Erosion Losses - a Guide to Conservation Planning. USDA, Agriculture Handbook. No.537
- [106] WULF, A.; WICHMANN, C. (1989): Über Art und Umfang der Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel im Forst. Mitteilungen der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft 255. Berlin, 62 S.
- [107] zu JEDDELOH, H.; COLLET, G. (1981): Die Wirkung von Windschutz in der Landschaft. AFZ 15, S.359-360
- [108] ZUNDEL, R. (1972): Landespflegerische und raumordnerische Aspekte der Aufforstung oder anderweitigen Verwendung landwirtschaftlicher Grenzertragsböden. AFZ, S.779-784.