

Ralf Eisenbeiß

Biodiversität und Waldvermehrung

Ein Verfahren zur naturschutzfachlichen Evaluation von
Erstaufforstungen

Doktorarbeit / Dissertation

BEI GRIN MACHT SICH IHR WISSEN BEZAHLT



- Wir veröffentlichen Ihre Hausarbeit, Bachelor- und Masterarbeit
- Ihr eigenes eBook und Buch - weltweit in allen wichtigen Shops
- Verdienen Sie an jedem Verkauf

Jetzt bei www.GRIN.com hochladen
und kostenlos publizieren



Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek:

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.d-nb.de/> abrufbar.

Dieses Werk sowie alle darin enthaltenen einzelnen Beiträge und Abbildungen sind urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung, die nicht ausdrücklich vom Urheberrechtsschutz zugelassen ist, bedarf der vorherigen Zustimmung des Verlanges. Das gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Bearbeitungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen, Auswertungen durch Datenbanken und für die Einspeicherung und Verarbeitung in elektronische Systeme. Alle Rechte, auch die des auszugsweisen Nachdrucks, der fotomechanischen Wiedergabe (einschließlich Mikrokopie) sowie der Auswertung durch Datenbanken oder ähnliche Einrichtungen, vorbehalten.

Impressum:

Copyright © 2002 GRIN Verlag
ISBN: 9783640281312

Dieses Buch bei GRIN:

<https://www.grin.com/document/123529>

Ralf Eisenbeiß

Biodiversität und Waldvermehrung

Ein Verfahren zur naturschutzfachlichen Evaluation von Erstaufforstungen

GRIN - Your knowledge has value

Der GRIN Verlag publiziert seit 1998 wissenschaftliche Arbeiten von Studenten, Hochschullehrern und anderen Akademikern als eBook und gedrucktes Buch. Die Verlagswebsite www.grin.com ist die ideale Plattform zur Veröffentlichung von Hausarbeiten, Abschlussarbeiten, wissenschaftlichen Aufsätzen, Dissertationen und Fachbüchern.

Besuchen Sie uns im Internet:

<http://www.grin.com/>

<http://www.facebook.com/grincom>

http://www.twitter.com/grin_com

Biodiversität und Waldvermehrung

Ein Verfahren zur naturschutzfachlichen Evaluation von
Erstaufforstungen

Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades
der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie
der Georg-August-Universität Göttingen

vorgelegt von

Ralf Eisenbeiß

Göttingen 2002

Für Silke und Bendiks

Danksagung

Ich möchte mich bei all denen Bedanken , die mich in der Schaffensphase zu dieser Arbeit tatkräftig unterstützt haben. Allen voran meine Frau Silke, deren liebevoller Rückhalt mir sehr viel bedeutet, und meiner Mutter für den aufmunternden Zuspruch aus der Ferne.

Außerdem bedanke ich mich bei Frau Prof. Bürger-Arndt für den organisatorischen Freiraum und die gute Kooperation während meiner Tätigkeit am Institut.

Die Erstellung der Arbeit wäre natürlich kaum möglich gewesen, ohne die Kooperationsbereitschaft diverser Behörden und Personen aus dem Bereich Forstwirtschaft und Naturschutz. Besonderer Dank gebührt den Herren Schwerhoff und Stiefel von der Thüringer Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Gotha für die Bereitstellung von Daten und Luftbildern sowie den Umweltämtern der Kreise Weimarer Land und Northeim für die Bereitstellung von Karten und Informationen. Erwartungsgemäß große Hilfe erfuhr ich auch von den Akteuren des Naturschutzes im Bereich Forst und Ornithologie, insbesondere den Forstämtern Bad Berka (Thüringen) und Dassel (Niedersachsen) sowie der Nabu Ortsgruppe Dassel-Einbeck. Ich hoffe, ihnen allen mit dieser Arbeit nicht nur meinen Dank ausdrücken, sondern auch ein paar interessante Impulse für die weitere Arbeit geben zu können.

Inhalt

| | | |
|-------|---|----|
| 1 | Einleitung..... | 1 |
| 1.1 | Arbeitshypothesen..... | 2 |
| 2 | Hintergrund..... | 3 |
| 2.1 | Erstaufforstung in der Diskussion..... | 3 |
| 2.2 | Naturschutzfachliche Bewertung zwischen Soll und Ist..... | 9 |
| 2.3 | Regionales Konzept als Grundlage für Einzelfallentscheidungen.. | 12 |
| 3 | Theoretischer Rahmen und Methodik..... | 17 |
| 3.1 | Planungsmethoden für den Naturschutz..... | 17 |
| 3.2 | Leitbilder des Arten- und Biotopschutzes..... | 21 |
| 3.3 | Die Wirkungsanalyse..... | 28 |
| 3.3.1 | Waldbauliche Prämissen..... | 39 |
| 3.4 | Bewertungskriterien..... | 40 |
| 3.5 | Indikatoren..... | 48 |
| 3.5.1 | Baumartenvielfalt..... | 48 |
| 3.5.2 | Naturnähe..... | 52 |
| 3.5.3 | Seltenheit des Biotops..... | 55 |
| 3.5.4 | Strukturpotential..... | 61 |
| 3.5.5 | Waldrandausprägung..... | 68 |
| 3.5.6 | Biotopverbund..... | 71 |
| 3.5.7 | Landnutzungsverhältnis..... | 75 |
| 3.5.8 | Randlinien-Vorkommen..... | 77 |

| | | |
|-------|---|-----|
| 4 | Ergebnisse im USG 1 – Region Apolda..... | 82 |
| 4.1 | Planungsgrundlagen..... | 82 |
| 4.2 | Teilergebnisse..... | 92 |
| 4.2.1 | Flächenspezifische Ergebnisse – Aufforstungsvarianten und Erstaufforstungszieltypen..... | 92 |
| 4.2.2 | Flächenspezifische Ergebnisse – Raumbezug..... | 96 |
| 4.3 | Gesamtergebnisse für die Untersuchungsflächen in der Region Apolda..... | 109 |
| 5 | Ergebnisse im USG 2 – Region Dassel..... | 113 |
| 5.1 | Planungsgrundlagen..... | 113 |
| 5.2 | Teilergebnisse..... | 124 |
| 5.2.1 | Flächenspezifische Ergebnisse – Aufforstungsvarianten und Waldentwicklungstypen..... | 124 |
| 5.2.2 | Flächenspezifische Ergebnisse – Raumbezug..... | 128 |
| 5.3 | Gesamtergebnisse für die Untersuchungsflächen in der Region Dassel..... | 139 |
| 6 | Diskussion..... | 141 |
| 6.1 | Instrumentalisierung der naturschutzfachlichen Bewertung..... | 141 |
| 6.2 | Indikatoren..... | 142 |
| 6.3 | Planungsvoraussetzungen..... | 144 |
| 6.4 | Transferierbarkeit des Verfahrens..... | 146 |
| 6.5 | Entwicklungsempfehlungen..... | 146 |
| 7 | Zusammenfassung..... | 148 |
| 8 | Literaturverzeichnis..... | 150 |
| 9 | Anhang..... | 157 |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|-------|--|-----|
| 2.1-1 | Kostenzuschuss bei der Erstaufforstung, gestaffelt nach Baumarten, nach der Richtlinie des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft zur Förderung der ökologischen Waldmehrung im Freistaat Sachsen (RL-Nr. 93/2000) | 6 |
| 3.1-1 | Die Beiträge des Naturschutzes zur Landschaftsplanung auf verschiedenen Ebenen | 18 |
| 3.3-1 | Verflechtungsmatrix - Elemente der 1. Systemebene (Aufforstungsfläche) | 33 |
| 3.3-2 | Verflechtungsmatrix - Elemente der 2. und 3. Systemebene (Ökologisches Umfeld und erweiterter Planungsraum) | 36 |
| 3.4-1 | Synoptischer Überblick zu Bewertungskriterien im Naturschutz – nach unterschiedlichen Autoren | 42 |
| 3.5-1 | Vergleich der geplanten Baumartenmischung mit der potentiell natürlichen des angesprochenen Standortes; Auszug aus dem Erhebungsbogen | 54 |
| 3.5-2 | Synopse der festgestellten Biotoptypen in den Kartierungsverfahren Thüringen sowie der Biotoptypen der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland | 60 |
| 3.5-3 | Auswirkung der Mischung von Baumarten unterschiedlicher sukzessionaler Stellung (nach OTTO 1994) | 64 |
| 3.5-4 | Strukturpotential der Baumarten nach artspezifischen Charakteristika | 66 |
| 3.5-5 | Checkliste zum Indikator <i>Waldrandausprägung</i> ; Bewertung nach der Summe der festgestellten Merkmale bei Waldrandbegründung | 70 |
| 4.1-1 | Übersicht zu den vorkommenden Bodentypen im Untersuchungsgebiet und den zugehörigen natürlichen Waldgesellschaften | 85 |
| 4.1-2 | Flächennutzungsanteile in der Region Apolda / Niedertreba | 86 |
| 4.1-3 | Regionales Leitbild für das Innerthüringer Ackerhügelland | 89 |
| 4.1-4 | Baumarten potentiell natürlicher Wälder im forstlichen Wuchsgebiet Thüringer Becken (Auszug) | 92 |
| 4.2-1 | Aktuelle und angestrebte Flächennutzungsanteile in der Region Apolda / Niedertreba | 97 |
| 4.2-2 | Daten zum Bezugsraum Apolda-1 und zur Aufforstungsfläche AP-1 | 99 |
| 4.2-3 | Daten zum Bezugsraum Apolda-2 und zur Aufforstungsfläche AP-2 | 101 |
| 4.2-4 | Daten zum Bezugsraum Apolda-3 und zur Aufforstungsfläche AP-3 | 103 |
| 4.2-5 | Daten zum Bezugsraum Apolda-4 und zur Aufforstungsfläche AP-4 | 106 |
| 4.2-6 | Daten zum Bezugsraum Apolda-5 und zur Aufforstungsfläche AP-5 | 108 |
| 5.1-1 | Die potentiell natürliche Vegetation (PNV) im Untersuchungsraum Dassel und ihre forstlichen Ersatzgesellschaften | 115 |
| 5.1-2 | Die den Aufforstungsflächen zuzuordnenden natürlichen Waldgesellschaften mit Haupt- und Nebenbaumarten | 116 |
| 5.1-3 | Landwirtschaftliche Nutzungsfläche in Relation zur Gesamtfläche der Verwaltungseinheiten | 117 |
| 5.2-1 | Daten zum Bezugsraum Dassel-1 und zur Aufforstungsfläche DA-1 | 129 |
| 5.2-2 | Daten zum Bezugsraum Dassel-2 und zur Aufforstungsfläche DA-2 | 131 |
| 5.2-3 | Daten zum Bezugsraum Dassel-3 und zur Aufforstungsfläche DA-3 | 133 |
| 5.2-4 | Daten zum Bezugsraum Dassel-4 und zur Aufforstungsfläche DA-4 | 135 |
| 5.2-5 | Daten zum Bezugsraum Dassel-5 und zur Aufforstungsfläche DA-5 | 137 |

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|---------|---|-----|
| 2.1-I | Zusammensetzung der Erstaufforstungsförderung im Freistaat Thüringen (LAWUF 1999) | 4 |
| 3.1-I | Flächennutzungsplanung als operationalisiertes Planungsinstrument auf der Grundlage einer ökologischen Wirkungsanalyse. verändert; nach BECHMANN (1977) verändert in BUCHWALD/ENGELHARDT (1980) | 20 |
| 3.3-I | Der Transformationsprozess in einem System | 31 |
| 3.3-II | Das Transformationsmodell der 1. Systemebene (Aufforstungsfläche) | 35 |
| 3.3-III | Das Transformationsmodell der 2. Systemebene (Ökologisches Umfeld) | 36 |
| 3.4-I | Übersicht zu den Kriterien, Indikatoren, Leitbildern und Datenquellen des Evaluationsverfahrens | 46 |
| 3.5-I | Bewertungsschema des Indikators Baumartenvielfalt; Vergleich der realen Vielfalt mit der potentiellen Vielfalt der natürlichen Waldgesellschaft | 51 |
| 3.5-II | Bewertungsstufen zum Indikator <i>Baumartenvielfalt</i> | 52 |
| 3.5-III | Die Einordnung des potentiellen Waldbiotops in die Liste der gefährdeten und schützenswerten Biotope; Auszug aus dem Erhebungsbogen | 61 |
| 3.5-IV | Bewertungsstufen zu den Strukturpotential-Klassen im Indikator Struktur | 67 |
| 3.5-V | Feststellung der Biotopverbundwirkung und Habitatergänzung durch die Aufforstung; Auszug aus dem Erhebungsbogen | 74 |
| 3.5-VI | Die Nutzung des Waldrandes als Lebensraum durch Tierarten des Waldes, des Offenlandes und der Übergangsbereiche | 78 |
| 3.5-VII | Bewertung der Veränderung des Randlinienvorkommens unter Berücksichtigung der Randlinien-Dichte (lfm/ha) und der effektiven Waldrandverlängerung; Auszug aus dem Erhebungsbogen | 81 |
| 4.2-I | Die Beziehung zwischen der Baumartenzahl und dem Indikatorwert <i>Baumartenvielfalt</i> | 93 |
| 4.2-II | Indikatorensummen in Abhängigkeit vom Pflanzplan (EAZT und AV für Apolda) | 94 |
| 4.2-III | Raumbezogene Indikatorenwerte für den Bezugsraum Apolda-1 | 100 |
| 4.2-IV | Raumbezogene Indikatorenwerte für den Bezugsraum Apolda-2 | 102 |
| 4.2-V | Raumbezogene Indikatorenwerte für den Bezugsraum Apolda-3 | 105 |
| 4.2-VI | Raumbezogene Indikatorenwerte für den Bezugsraum Apolda-4 | 107 |
| 4.2-VII | Raumbezogene Indikatorenwerte für den Bezugsraum Apolda-5 | 109 |
| 4.3-I | Mindest- und Maximalpunktzahl auf verschiedenen Flächen (USG Apolda) | 111 |
| 4.3-II | Waldrandsummen mit und ohne Doppelbewertung der Süd- und West-Exposition | 112 |
| 5.2-I | Flächenbezogene Indikatorenwerte für die PNV-optimierten Erstaufforstungsvarianten (USG Dassel) | 125 |
| 5.2-II | Flächenbezogene Indikatorenwerte für die Erstaufforstung nach Waldentwicklungstypen (USG Dassel) | 126 |
| 5.2-III | Raumbezogene Indikatorenwerte für den Bezugsraum Dassel-1 | 130 |
| 5.2-IV | Raumbezogene Indikatorenwerte für den Bezugsraum Dassel-2 | 132 |
| 5.2-V | Raumbezogene Indikatorenwerte für den Bezugsraum Dassel-3 | 134 |
| 5.2-VI | Raumbezogene Indikatorenwerte für den Bezugsraum Dassel-4 | 136 |
| 5.2-VII | Raumbezogene Indikatorenwerte für den Bezugsraum Dassel-5 | 138 |
| 5.3-I | Mindest- und Maximalpunktzahl auf verschiedenen Flächen (USG Dassel) | 140 |

1 Einleitung

Die Idee zu der vorliegenden Arbeit entstand im Rahmen eines internationalen Projektes, das vom Institut für Forstpolitik, Forstgeschichte und Naturschutz koordiniert wurde. Das Projekt befasste sich mit unterschiedlichen Fragestellungen zur Erstaufforstung in unterbewaldeten Regionen. In verschiedenen Landstrichen Europas ist die Aufforstung landwirtschaftlicher Flächen ein wichtiges Thema. Nicht zuletzt aufgrund der Bedeutung, die der Erstaufforstung als flankierende Maßnahme in der Gemeinsamen Agrarpolitik der E.U. zugeordnet wird. Internationale Richtlinien und nationale Förderprogramme sollen die Neustrukturierung des landwirtschaftlich geprägten Raumes ordnen. Meist erfordert die Aufforstungsmaßnahme aber eine vorhergehende, interdisziplinär abgestimmte Genehmigung. Und obwohl sich die Fachdisziplinen generell einig sind, dass ein gewisser Prozentsatz der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Wald umgewandelt werden soll – die Angaben reichen von etwa 1 bis 3 Prozent – herrschen am konkreten Einzelfall unterschiedliche Meinungen vor.

Verschiedene Gespräche mit den für die Aufforstungsgenehmigung zuständigen Behörden führten immer wieder zu den gleichen Schlussfolgerungen: die Forstwirtschaft propagiert Aufforstungen in den meisten Fällen. Nimmt die Landwirtschaft eine ablehnende Haltung ein, so erfolgt dies meist mit einem Hinweis auf die regionalen Strukturen und die ökonomischen Zwänge in der Bewirtschaftung. Spricht sich aber der Naturschutz gegen eine Aufforstung aus, so können unterschiedliche Gründe vorliegen. Häufig geht es um den Schutz einer besonderen, gefährdeten Art. Manchmal ist es das Landschaftsbild, manchmal auch ein angrenzendes Biotop, das vor negativen Auswirkungen der Aufforstung bewahrt werden soll. Insgesamt betrachtet, führt die wechselnde Argumentation dazu, dass die Entscheidung des Naturschutzes schwer kalkulierbar ist und so – vor allem auf Seiten der Grundbesitzer – Misstrauen entsteht. Es wird beklagt, dass der Naturschutz kein klares, allgemein gültiges Konzept zur Beurteilung von Erstaufforstungen besitzt.

Tatsächlich ist es so, dass der Naturschutz verschiedene Leitbilder besitzt, die nicht immer miteinander harmonieren. Eine Prioritätensetzung ist kaum möglich. Die räumliche Konkretisierung durch die Definition regionaler Entwicklungsziele ist schwierig. Selbst ein Konsens im innerfachlichen Diskurs bringt noch keine Garantie für die Implementierung der Planungsergebnisse, da letztere nur über den Grundeigentümer erfolgen kann (Ausnahme: Schutzgebiete).

In diesem Zusammenhang soll mit der vorliegenden Arbeit ein Versuch unternommen werden, entscheidende Kriterien für die ökologische Bewertung einer Fläche zu definieren und in einem Verfahren zusammenzuführen. Dies dient der Darstellung naturschutzfachlicher Ansprüche an den Landnutzungswandel im Rahmen der Agrarstrukturreform. Darüber hinaus bietet es eine Chance, durch die Entwicklung eines transparenten Verfahrens Anstöße zu geben für eine Planung ökologisch wertvoller Aufforstungen.

1.1 Arbeitshypothesen

- **Der Transfer von Leitbildern der regionalen Planung in ein allgemeines methodisches Verfahren mit regionalem Maßstab ermöglicht die gleichzeitige Berücksichtigung überregionaler Interessen sowie regionaler Entwicklungsziele und Bedingungen.**

Der Naturschutz hat längst eine nationale und internationale Dimension erreicht, die in Initiativen und Förderprogrammen zum Ausdruck kommen. Bei der Umsetzung der überregionalen Ziele müssen auch die regionalen Bedürfnisse und lokalen Bedingungen berücksichtigt werden. Ein Bewertungsverfahren muss daher den Ansprüchen der verschiedenen Verwaltungsebenen gerecht werden.
- **Ökologische Auswirkungen von Erstaufforstungen können anhand einer ordinalen Skala bewertet werden.**

Durch die Verwendung von ordinalen Skalen im Rahmen der Bewertung, kann das Verfahren Hinweise für eine Befürwortung oder Förderung beantragter Maßnahmen liefern, wodurch den Entscheidungsträgern im Genehmigungsverfahren ein neues Hilfsmittel entsteht.
- **Unterschiedliche Ziele können in einem einheitlichen Verfahren berücksichtigt und bewertet werden.**

Innerhalb des Naturschutzes bestehen eine Reihe unterschiedlicher, teilweise konkurrierender Zielsetzungen. Die Durchsetzung eines Zieles auf Kosten anderer, ebenfalls berechtigter Interessen ist zu vermeiden. Daher soll aufgezeigt werden, dass die Bewertung eines Nutzungswandels dessen Beitrag zur Erreichung verschiedener Ziele nebeneinander berücksichtigen kann.
- **Generelle Ansprüche des Naturschutzes sind in unterschiedliche Landschaften transferierbar.**

Es soll gezeigt werden, dass in unterschiedlich stark bewaldeten Landesteilen ein einheitliches Verfahren zur Anwendung kommen kann, welches auf die wichtigsten Kriterien und Indikatoren des wissenschaftlichen Diskurses Rücksicht nimmt.
- **Ein transparentes Bewertungsverfahren fördert nicht nur die Nachvollziehbarkeit, sondern erhöht auch die Möglichkeit der Einflussnahme durch den Grundeigentümer.**

Der Antragsteller kann die Chancen einer Genehmigung selbst abschätzen und durch gezielte Flächenwahl sowie einen an ökologischen Kriterien orientierten Aufforstungsplan beeinflussen.
- **Ein Verfahren mit externen Bewertungsschlüsseln schafft eine hohe Flexibilität gegenüber variablen Anwendungsbedingungen.**

Landschaftspläne und andere Entwicklungspläne formulieren die Entwicklungsziele anhand der Interessenlage zum Zeitpunkt der Planerstellung. Veränderungen der relevanten Bedingungen, z.B. Eigentümerinteressen durch Generationenwechsel, Landschaftsbild durch fortgeschrittene Einflussnahmen, machen eine Revision der Ziele und Überarbeitung des Planes notwendig. Ein hinsichtlich der Umgebungsbedingungen flexibles Verfahren kann dagegen unabhängig von detaillierten Plänen agieren, wenn die regionalen Leitbilder feststehen.

2 Hintergrund

2.1 Erstaufforstung in der Diskussion

Biodiversität ist ein aktuelles und modernes Thema. Aktuell, weil viel davon gesprochen wird – modern, weil kaum eine Veranstaltung, eine Vereinbarung oder ein Abkommen zu Umwelt- und Naturschutz heute ohne dieses Thema auszukommen scheint. Spätestens seit der Biodiversitäts-Konvention (Rio de Janeiro, 1992) sind Schutz und Nutzen der Biodiversität in aller Munde. Dabei lässt die Vielschichtigkeit des Begriffes viel Raum für politische Interpretationen. Unbestritten ist, dass sich die Biodiversität auf verschiedenen ökologischen Ebenen, von den Genen bis zu Ökosystemen beschreiben lässt. Weitgehend unbestritten ist auch, dass der umfassende Charakter der Biodiversität eine Vielzahl von Ressourcen einschließt. Sie stellt eine Generalressource dar, deren nachhaltiges Management zu einer zentralen Aufgabe der globalen Politik und Kooperation wird (SPELLERBERG/SAWYER 1996). Somit müssen sich alle landverbrauchenden oder ökosystemverändernden Entwicklungen an deren Auswirkungen auf die Biodiversität messen lassen.

Die Erstaufforstung landwirtschaftlich genutzter Flächen kann ebenfalls als aktuelles Thema bezeichnet werden. Modern ist es deshalb nicht. Seit den großen Heideaufforstungen im späten 18. Jahrhundert spielte die Waldvermehrung immer wieder eine mehr oder weniger große, doch immer landschaftsprägende Rolle. Auch eine Begrenzung des Betrachtungszeitraumes auf das 20. Jahrhundert zeigt, dass es mehrere Aufforstungswellen gab, die zumindest regional bedeutende Ausmaße annahmen. In diesem Zusammenhang sei nur an die großflächigen Rekultivierungsprojekte der Bergbaufolgelandschaften oder an die Großflächenaufforstungen entwässerter, abgetorfter Mooregebiete in Norddeutschland erinnert. Das aktuellste Beispiel für eine flächig landschaftsprägende Aufforstungswelle ist wohl Irland, welches in Bezug auf das Verhältnis zwischen Aufforstung und existierender Waldfläche in Europa eine Spitzenreiter-Rolle übernimmt (IDF 2001). In den vergangenen Jahrzehnten spielten aber zunehmend auch gesetzliche Bestimmungen und öffentliche Förderprogramme eine wichtige Rolle als Motor für die Waldvermehrung. Damit wandelten sich auch die gesellschaftlichen Ansprüche an die Umwandlungsmaßnahmen. Neue Wälder müssen heute in Planung, Anlage und Entwicklungsmöglichkeiten den Zielen der Agenda 21 entsprechen und neben ökonomischen und ökologischen vor allem auch gesellschaftspolitischen Zielen verpflichtet sein (FRIEDRICHSDORF 1999).

Noch in den achtziger Jahren des vergangenen Jahrhunderts sah es die Europäische Gemeinschaft als eine ihrer vordringlichsten Aufgaben an, den Stand der Nahrungsmittelproduzenten als Garant für die Versorgung der Bürger vor den Unbilden der freien Marktwirtschaft zu schützen. Anfang der 1990er Jahre bestand der EG-Haushalt zu 75 % aus Agrarausgaben. Die verfehlte Agrarpolitik der 1970er und 1980er Jahre führte zu einer gemeinschaftsweiten Überproduktion an landwirtschaftlichen Erzeugnissen. 1992 startete eine EG-Agrarreform (Gemeinsame Agrarpolitik - GAP) mit den Zielen, die staatlich gestützten Erzeugerpreise auf Weltmarktniveau abzusenken und die Überproduktion zu verringern. Durch eine Verringerung der Stützpreise und Interventionsmengen für Getreide, Ölsaaten und Hülsenfrüchte wurde zunächst Druck auf die Landwirte ausgeübt. Gleichzeitig wurden aber direkte Beihilfen als Ausgleich für Einkommensverluste bei bestimmten Fruchtarten (Getreide, Hülsenfrüchte, Ölsaaten) in Aussicht gestellt. Den Anspruch auf diese Beihilfen erwarb der Agrarbetrieb durch das Einrichten von Rotations- oder Dauerbrachflächen.

Zusätzliche Möglichkeiten zur Verringerung der Überproduktion erhoffte sich die Gemeinschaft von einer Förderung der Erstaufforstungen (VO EWG 2080/92, später VO EG 1257/99). Diese sollten den Landwirten langfristige Perspektiven bieten. Zur Verringerung des Einkommensverlustes in den ersten Jahren, wurden Aufforstungs- und Pflegeprämien eingeführt. In der Folge wurde ein Großteil der in Deutschland ausgeführten

Erstaufforstungen über dieses Förderprogramm im Rahmen einer Kofinanzierung zwischen Bundesländern und EU gefördert.

Bei den aus der Produktion ausscheidenden Flächen handelte (und handelt es sich noch immer) in erster Linie um jene, die unter den Bedingungen des EU-Binnenmarktes keine hohe landwirtschaftlichen Erträge mehr versprechen. Diese bilden keineswegs einen repräsentativen Querschnitt durch die verschiedenen Standortbedingungen (FINCK/SCHRÖDER 1997), sondern können mit dem Begriff Grenzertragsböden umschrieben werden. Sie zeichnen sich durch besondere Nährstoffarmut, Feuchtigkeit oder Trockenheit, bzw. durch eine Kombination dieser Merkmale aus. Gerade auf diesen Flächen sind aber für den Artenschutz besonders wertvolle Biotope und Lebensgemeinschaften zu finden, weshalb eine Umwandlung in eine andere Nutzungsart aus Naturschutzgründen zu vermeiden wäre.

Die Verordnung EWG 2080/92 war so konzipiert, dass sie vor allem die klassische Aufforstung nach forstökonomischer Planung förderte. Neben einer Kostenbeihilfe für die Initialphase gab es weitere Finanzmittel für die zugehörigen Pflege- und Bewirtschaftungsmaßnahmen sowie eine Erstaufforstungsprämie als Ausgleich für Einkommensverluste aus bisher landwirtschaftlicher Nutzung (vgl. Abb. 2.1-I). Die Förderung erfolgte im Rahmen der Kofinanzierung aus Mitteln der EU, des Bundes und der Länder.

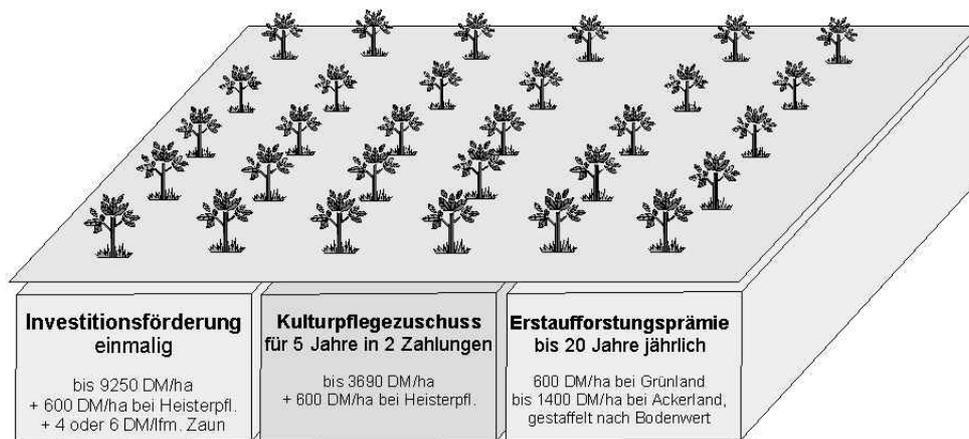


Abb.2.1-I: Zusammensetzung der Erstaufforstungsförderung im Freistaat Thüringen (LAWUF 1999)

Investitionsförderung und Pflegezuschuss wurden in Abhängigkeit vom Bestandestyp gezahlt. Die Finanzhilfe sollte die Pflegemaßnahmen der ersten fünf Jahre abdecken. Zusätzlich konnten Grundeigentümer eine Prämie erhalten, die den Einkommensverlust aus dem Übergang von der landwirtschaftlichen zur forstlichen Nutzung in den ersten Jahren ausgleichen sollte. Für diese Prämie erfolgte eine Bemessung des Zahlungszeitraumes am gewählten Bestandestyp. Die Höhe der Zahlungen wurde dagegen über die Qualität des Bodens errechnet.

Obwohl der gewählte Bestandestyp bei der Bemessung der Fördermittel berücksichtigt wurde, kann nicht ernsthaft von einer Berücksichtigung naturschutzfachlicher Aspekte gesprochen werden. Es wurden weder Anreize für besonders vielfältige Bestände geschaffen, noch schlug sich eine naturschutzorientierte Gestaltung, beispielweise durch einen strauchreichen, breiten Waldrand, in der Fördersumme nieder.

Auch die Orientierung der Aufforstungsprämie an den Bodenwerten führten zu einer ökologischen Fehlentwicklung. In Verbindung mit einer maximalen Prämie von DM 1400 pro ha führte diese Bemessungsweise nämlich dazu, dass die Grundeigentümer in aller Regel nur zur Aufforstung von Grenzertragsstandorten bereit waren.

Unter Hinweis auf das Missverhältnis zwischen den Aufforstungsprämien und den potentiell möglichen landwirtschaftlichen Erträgen zieht KLEIN (1997) daher ein negatives Fazit aus der Entwicklung: Auf schlechten Standorten liegen die Aufforstungsförderungen über den Erträgen einer extensiven Bewirtschaftung der Fläche. Sie verdrängen somit eine ökologisch sinnvolle Nutzung. Auf den guten Standorten reichen die Fördergelder dagegen nicht aus, den Einkommensverlust gegenüber einer landwirtschaftlichen Nutzung auszugleichen, weswegen die produktiven Standorte kaum in Wald umgewandelt werden.

Diese Einschätzungen werden auch von MIRZA (2001) bestätigt, wonach eine Expertenbefragung an Forstbehörden ergab, dass die aufgeforsteten landwirtschaftlichen Flächen eine durchschnittliche Bodenpunktzahl von 33 Punkten besitzen (Skala von 1 bis 100 BP). Dabei wird erst einem Boden mit mindestens 35 Punkten eine Qualität zugesprochen, die einen durchschnittlichen landwirtschaftlichen Ertrag erwarten lässt (ARBEITSAUSSCHUSS RICHTZAHLEN 2000).

Fehlende Anreize für naturgemäße Baumartenzusammensetzungen, keine Berücksichtigung der Waldrandsituationen und passive Förderung der Aufforstung von Grenzertragsböden - der Naturschutz stand bei der Formulierung der Verordnung EWG 2080/92 offensichtlich nicht Pate. Im Gegenteil beklagt zum Beispiel der DEUTSCHE RAT FÜR LANDSCHAFTSPFLEGE (DRL, 1997; S.19), dass „die Umsetzung dieser Verordnung vor Ort oft entgegengesetzt zu Naturschutzzielen erfolgt“.

Verschiedene Auswege aus diesem Dilemma sind denkbar. Einer davon könnte in der Orientierung der Fördermittelhöhe an der ökologischen Qualität der Aufforstungsmaßnahme bestehen. Einen Versuch hierzu unternimmt beispielsweise der Freistaat Sachsen durch die Richtlinie zur „Förderung der ökologischen Waldmehrung“ (RL-Nr. 93/2000). Sie staffelt den finanziellen Kostenzuschuss zur Erstaufforstung nach den gepflanzten Baumarten. Die Förderrichtlinie kann aber nur in sehr begrenztem Umfang auf die ökologischen Anforderungen an eine Aufforstung eingehen. Schon der große Geltungsbereich, ein ganzes Bundesland, verhindert eine Klassifizierung nach regionalen Kriterien. Die Einteilung der Aufforstungsbestände in sechs Förderklassen (siehe Tab. 2.1-1) kann den naturschutzfachlichen Anspruch an die Bildung naturgemäßer Waldgesellschaften nicht wiedergeben. Weitere Aspekte des Arten- und Biotopschutzes, etwa der Biotopverbund oder die Waldrandgestaltung bleiben völlig außer Acht.

Der Deutsche Rat für Landespflege (DRL 1997) schlägt als verbessernde Passi im europäischen Verordnungstext die Förderung standortheimischer Waldbestände, die Untersagung der Aufforstung auf bereits in Sukzession befindlichen Flächen, die finanzielle Besserstellung von Sukzession gegenüber Aufforstungen auf „Intensivflächen“ und die Modifizierung der Bewaldungstechniken vor. Nähere Ausführungen zur Bestimmung der förderungswürdigen standortheimischen Waldbestände werden allerdings nicht gemacht. Die Abwägung einer Aufforstung gegenüber der Sukzession wird auch von anderen Autoren gelegentlich gefordert (ZUNDEL 2000, REIF 1997, STURM 1993). Dabei sind allerdings verschiedene Einschränkungen zu machen, wann eine Sukzession tatsächlich das bessere Ergebnis erwarten lässt. In isolierten Lagen dauert es sehr lange, bis sich über eine un gelenkte Sukzession tatsächlich eine Waldgesellschaft entwickelt, die als repräsentativ hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung gelten wird. Die ökologische Wirksamkeit von Wald kann indes durch eine Aufforstung wesentlich schneller erreicht werden (SCHÖLMERICH 1999), zumal durch Platz für begleitende Sukzession und durch eine an der natürlichen Waldgesellschaft orientierte Baumartenwahl ökologische Akzente bewusst gesetzt werden können.

Die Bestimmung des Beitrages einer Aufforstung zur Biodiversität erfordert zunächst die Definition des Terminus. Das Konzept der Biodiversität „bezieht sich auf die Gesamtheit aller Formen von Leben in einem System und bewegt sich damit in einer Bandbreite von organischen Molekülen bis hin zu Pflanzen- und Tierarten, Pflanzengesellschaften, Landschaften und Lebensräumen. Wird Biodiversität nicht nur als statisches sondern auch als dynamisches Konzept aufgefasst, muss ebenfalls die genetische Variabilität der Arten berücksichtigt werden.“ (KÖHL/ZINGG 1995, S. 77). Es geht also um ganz unterschiedliche

Betrachtungsebenen und -objekte, die in ein gemeinsames Bewertungsverfahren zu integrieren sind. Die Biodiversität lässt sich nicht auf die Merkmale des Gen-Pools, des Arten- oder des Lebensraumspektrums reduzieren. Alle drei Kategorien werden durch einen Landnutzungswandel lokal, meist auch im weiteren räumlichen Zusammenhang beeinflusst. Daher muss eine adäquate Beurteilung von Nutzungsänderungen klar zwischen den funktionalen Betrachtungsebenen differenzieren. Eine Reduktion der betrachteten Zusammenhänge, beispielsweise auf die Artenzahl einer festgelegten Fläche, würde zwar die Erfassbarkeit deutlich verbessern, andererseits aber eine immense Beschränkung in der Aussagekraft der Evaluation bedeuten. Genetik, Artenvielfalt und lebensraumtypische Systemzusammenhänge ergeben somit die Grundbausteine einer umfassenden, prognostischen Bewertung von Erstaufforstungsmaßnahmen aus Sicht des Naturschutzes.

Tab. 2.1-1: Kostenzuschuss bei der Erstaufforstung, gestaffelt nach Baumarten; nach der Richtlinie des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft zur Förderung der ökologischen Waldmehrung im Freistaat Sachsen (RL-Nr. 93/2000)

| Baumart | Mindeststückzahl Stück / ha | Betrag € / ha |
|---|--------------------------------|------------------|
| Fichte, Douglasie, sonstige Nadelbäume | 1.500 | 2.045 |
| Kiefer | 5.000 | 2.556 |
| Rotbuche, Traubeneiche, Stieleiche | 5.000 | 5.420 |
| Linde, sonstige Hartlaubebäume | 2.000 | 4.090 |
| Pappel, Weide u. a. schnellwachsende Arten | 1.000 | 1.020 |
| Sonstige Laubbäume, Sträucher | 2.000 | 2.045 |

Die Aufforstung landwirtschaftlicher Flächen wird häufig auch als Maßnahme zur Bindung von Kohlenstoff, und damit im Zusammenhang mit dem globalen Klimaschutz genannt. Hierzu ist zunächst festzustellen, dass der Nutzungswandel zu einer Verringerung des Stickstoffeintrages führt, da im Wald keine Stickstoff-Düngung erfolgt. Ein entscheidender Beitrag zur Kohlenstoffbindung durch die aufgeforstete Fläche muss – zumindest für die aktuelle Aufforstungsrate in Deutschland - wohl verneint werden (PRIES 1997, DOHRENBUSCH 1996). Die im Zeitraum 1992 bis 1999 über die VO 2080/92 geförderten Erstaufforstungen bewirkten gerade einmal eine Verringerung der Kohlendioxid-Belastung um 0,02 % der im Kyoto-Protokoll für die Bundesrepublik festgesetzten Reduktionsquote (MIRZA 2001).

In Bezug auf den Strukturwandel können Erstaufforstungen auf landwirtschaftlichen Flächen dennoch als gesamtökologisch positiver Beitrag gesehen werden. Die Umwandlung bewirkt – in noch stärkerem Maße als die Extensivierung – einen Verzicht auf den Einsatz von Mineräldünger und vor allem von Pflanzenschutzmitteln bei der Produktion (AMMER/PRÖBSTL 1988). Auch KEDING (1999) bewertet Aufforstungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik generell als „für den Naturschutz überwiegend positiv“. Er stellt weiter fest, dass eine ökologische Waldmehrung im öffentlichen Interesse liegt, dies aber nicht ohne gleichsinnige Ziele des Grundeigentümers umsetzbar sei. Daher muss der Gesetzgeber durch die Anwendung politischer Instrumente einen entsprechenden Anreiz schaffen. Insbesondere die mancherorts langwierigen Genehmigungsverfahren beeinträchtigen allerdings die Aufforstungswilligkeit der Landwirte. Eine Verringerung des restriktiv wirkenden bürokratischen Aufwands könnte dem Wunsch der Landes- und Bundesregierungen zur Vermehrung des Waldanteils deutlich unterstützen. Folgerichtig weist auch das *Nationale Forstprogramm Deutschland* (BMELF 2000) auf eine notwendige Beschleunigung und Vereinfachung des Genehmigungsverfahrens hin. Es fordert darüber hinaus, dass die Förderung der Erstaufforstung nicht weniger attraktiv sein darf, als die Stilllegung landwirtschaftlicher Flächen.

Die von den Landeswaldprogrammen angestrebten Aufforstungsraten könnten eine neue, landschaftsgestaltende Phase einläuten. In Niedersachsen beispielsweise, soll der

Waldanteil langfristig (innerhalb von 50 Jahren) von 23 % auf 25 % gesteigert werden (KEDING 1994). Dies bedeutet für den angegebenen Zeitraum eine Erstaufforstungsfläche von ca. 2000 ha jährlich. In Thüringen, dem ebenfalls in dieser Arbeit behandelten Bundesland, bestehen seit 1992 Bestrebungen der Landesregierung, den Waldbestand jährlich um ca. 1000 ha Aufforstungen zu mehren. Das Ziel konnte bisher noch nicht erreicht werden. Auch wenn in den ersten Jahren bedeutende Waldflächenzunahmen zu verzeichnen waren, sank die Aufforstungsrate danach wieder kontinuierlich ab. Im Jahre 1999 war sogar ein realer Waldflächenverlust zu bilanzieren (TRIEBEL 2000). Das Land Sachsen strebt mit einer Erhöhung des Waldanteils von derzeit 27 % auf künftig 30 % ebenfalls einen bemerkenswerten Waldzuwachs an, der sich in einer Aufforstungsfläche von immerhin 50.000 ha ausdrückt (KÖPF 2002). Da die politischen Erfolge allerdings noch zu Wünschen übrig lassen, sind Durchhaltewille und neue Konzepte gefragt.

Der politische Wille sucht generell, also auch in den behandelten Bundesländern, vor allem die unterbewaldeten Landesteile mit neuen Waldflächen anzureichern. In den dicht bewaldeten Gebieten ist eine Waldzunahme dagegen zu vermeiden (LAWUF 1999, KEDING 1994). Folglich ist von landschaftsprägenden Einflüssen dieser Maßnahmen auszugehen.

Bei der Neuanlage von Wald sind neben seiner visuellen Eingliederung in die Landschaft auch seine zukünftigen Funktionen zu berücksichtigen. Das Management bestehender Wälder orientiert sich am Leitbild der ökosystemgerechten Waldnutzung. Dieses umfasst eine standortgerechte, nachhaltige und umweltschonende Bewirtschaftung. Dabei sind die Regelungs-, Lebensraum-, Nutzungs- sowie Kultur- und Sozialfunktionen im Rahmen einer Mehrzweckforstwirtschaft gleichberechtigt zu erfüllen (BEESE 1996). Aufforstungen sind so anzulegen, dass der entstehende Wald die vielen Aufgaben im Sinne der ökosystemgerechten Waldnutzung erfüllen kann.

Ein Genehmigungsverfahren, wie es durch die Forst- und Waldgesetze vorgesehen ist, dient der Abwägung sozialer, ökologischer und sozioökonomischer Interessen. Es erfolgt nach landesspezifischen Verfahren, wobei in den meisten Bundesländern die Forstbehörden schriftführend sind. Gleichzeitig fungieren sie häufig als Antragsbehörde für Fördermittel.

Die Genehmigungsverfahren zeichnen sich einheitlich durch einen großen Ermessensspielraum aller beteiligten Behörden aus. Klare Vorgaben für den Vollzug fehlen. Die Ämter können die Genehmigung mit mehr oder minder tragfähigen Argumenten ablehnen oder befürworten (THOROE 1997). Eine Identifikation des politischen Willens hinter einer derartigen Amtsentscheidung ist schwierig. Die Entscheidungsfindung ist für den Bürger weder transparent noch prognostizierbar.

Der Staat versucht mit drei verschiedenen politischen Instrumenten die Aufforstungstätigkeiten zu lenken. Zunächst durch die Beratung des Grundeigentümers bei der Planung und Durchführung der Umwandlungsmaßnahme. Dieser Teil der Tätigkeit ist in seiner Qualität von der betreuenden Forstsachverständigen vor Ort abhängig und kann deshalb nicht generell beurteilt werden. Das zweite Instrument ist das beschriebene Genehmigungsverfahren, in dem Eigentümerinteressen und öffentliches Interesse gegeneinander abgewogen werden sollen. Das dritte Instrument ist schließlich die finanzielle Aufforstungsförderung. Die diesbezüglichen Programme verfolgen die Umsetzung öffentlicher Interessen durch die Bezuschussung bestimmter Maßnahmen. Sie können allerdings nur dann Wirkung zeigen, wenn die darin enthaltenen Anreize auch die persönlichen Interessen der Grundeigentümer treffen. Der aufforstungswillige Landwirt muss sprichwörtlich dort abgeholt werden, wo er steht.

Wie schwierig allerdings die Einschätzung der tatsächlichen Beweggründe für eine Nutzungsänderung ist, zeigt die Arbeit von MIRZA (2001). Sie vergleicht die Ergebnisse einer Umfrage unter Grundeigentümern, die eine Aufforstungsförderung nach VO 2080/92 beantragten, mit den Ergebnissen einer Expertenbefragung unter den für die Bewilligung zuständigen Forstbehörden. Letztere schätzten zu 56 %, dass finanzielle Gründe sehr wichtig für den Entscheidungsprozess des Grundeigentümers waren. Dagegen gaben lediglich 6 % der Aufforstungswilligen an, dass finanzielle Gründe tatsächlich einen derart

hohen Stellenwert besitzen. Auch hohe Fördersummen stellen keine Garantie für den Erfolg einer Richtlinie dar. Die Reduktion der Eigentümerinteressen auf monetäre Beweggründe ist eine unzulässige Simplifizierung, die nicht selten zu einer Fehleinschätzung der tatsächlichen Lage führt. Dies kann im Nachhinein auch für die Feststellung von ERLBECK (1993, S.232) gelten, der nach Inkrafttreten der Verordnung EWG 2080/92 mutmaßte: „Die Bereitschaft zur Aufforstung wird also aus rein betriebswirtschaftlichen Gründen steigen, weil jeder, der rechnen kann, sich für die Aufforstung entscheiden wird, auch wenn die Prämien für die Freihaltung gleich hoch wären.“

Komplementär zur Überbewertung der finanziellen Beweggründe wurden die ökologischen Ambitionen der Eigentümer unterschätzt. Mehr als zwei Drittel der befragten Behörden (MIRZA 2001) gingen davon aus, dass sich Flächeneigentümer nicht von ökologischen Gründen (Boden-, Arten-, Wasser- und Klimaschutz) leiten ließen. Demgegenüber bezeichneten jeweils deutlich mehr als 50 % der Grundeigentümer solche ökologischen Überlegungen als sehr wichtig bei der persönlichen Entscheidungsfindung.

Diese Beispiele zeigen, dass es für Behörden häufig schwierig ist, die Beweggründe der Grundeigentümer zu prognostizieren. Wenn solche Prognosen dann aber als Grundlage für die Erstellung räumlicher Entwicklungskonzepte dienen, verhindern die Fehleinschätzungen der sogenannten Experten eine optimale Effektivität der Maßnahmen.

Neben der Integration der Grundeigentümer bei der Planerstellung besteht die zweite Möglichkeit zur Lösung des Problems in der Entwicklung flexibler, planunabhängiger Instrumente für die Raumplanung. Diese könnten beispielsweise bei den Interessen der Eigentümer ansetzen und dann im Einzelfall die aktuelle und die neu zu schaffende Situation erörtern. Wenn das Verfahren dann die Leitbilder der regionalen Raumplanung und des Naturschutzes berücksichtigt, kann auf die Zonierung im Sinne von Aufforstungsgewannen verzichtet werden.

Zur Einschätzung der ökologischen Wertigkeit gegenüber anderen Landnutzungen fehlen bisher detaillierte Konzepte. Bundesweite Konzepte (Bundeswaldgesetz, Nationales Forstprogramm) bleiben zu diesem Themenbereich unkonkret und geben zu wenig Anhaltspunkte für die Umsetzung. Auch von Seiten des Verbandsnaturschutzes wird wenig Konkretes angeboten. Positions- und Hintergrundpapiere zur Aufforstungsthematik liegen nur im Einzelfall vor und sind kaum aussagekräftig bezüglich Flächenauswahl oder Bewaldungstechnik (vgl. z.B. NABU 1997).

Untersuchungen, wie etwa diejenige von KORNECK/SUKOPP (1988), welche von einer bedeutenden Beteiligung der Forstwirtschaft am Rückgang der Artenvielfalt sprechen, werden in ihren Ergebnissen von den forstwirtschaftlichen Praktiken zurückliegender Jahrzehnte stark beeinflusst. Nadelbaum-Monokulturen und Aufforstungen von Sonderstandorten oder entwässerten Flächen sind heute sehr selten geworden. Deshalb kann aus derartigen Beschuldigungen keine generell negative Einschätzung von Aufforstungen abgeleitet werden. Das in dieser Arbeit entwickelte Verfahren kann im Gegenteil Hinweise geben, unter welchen Voraussetzungen eine Aufforstung positive Auswirkungen auf die Artenvielfalt erwarten lässt.

Eine objektive Abwägung der ökologischen Folgen einer Aufforstung kann nicht allein aufgrund eines vorhandenen Raumplanes erfolgen. Es muss die Möglichkeit bestehen, einen Nutzungswandel anhand der aktuellen Situation zu erörtern. Zu diesem Zwecke bedarf es einer systematischen Evaluation der Erstaufforstung anhand einheitlicher Kriterien mit regionalisiertem Bewertungsmaßstab.

Unter den für die Genehmigung von Erstaufforstungen zuständigen Behörden (Forstbehörden, Landwirtschaftskammern) ist die Meinung weit verbreitet, dass Erstaufforstungen landwirtschaftlicher Flächen einen positiven Beitrag zur Biodiversität leisten (HERREN/BAUR 1993, MIRZA 2001). Diese Wirkungen sollten dann aber bereits in einem Genehmigungsverfahren systematisch betrachtet und prognostiziert werden. Dabei kann es nicht nur darum gehen, eine Für-oder-Wider-Entscheidung zu treffen, sondern darüber hinaus auch eine Abwägung zwischen unterschiedlichen Varianten zu ermöglichen.

Ist das Verfahren schließlich noch transparent und plausibel, so dient es auch dem Grundeigentümer zur Einschätzung der Genehmigungsfähigkeit, bzw. zur Gestaltung der Aufforstungspläne nach ökologischen Kriterien.

2.2 Naturschutzfachliche Bewertung zwischen Soll und Ist

Planung hat immer den Sinn zielorientierten Handelns, d.h. ein gegebenes Ziel von einem aktuellen Standpunkt aus anzustreben. Die dafür notwendigen Pfeiler sind einerseits die Zielvorgabe, bzw. das Leitbild und andererseits die Erfassung der augenblicklichen Situation, die Beschreibung des Zustandes. Aus diesen beiden Strängen, Zielentwicklung und Situationsanalyse, ergeben sich die Pole „Soll“ und „Ist“. Ein Vergleich der beiden führt zu einer Bewertung der augenblicklichen Situation in Relation zum avisierten Zustand. Grundbedingung dabei ist, dass für Zielbeschreibung und Datenerfassung die gleiche Sprache verwendet wird. Dies drückt sich beispielsweise in gleichen Messgrößen und einheitlicher, räumlicher Bezugsskala aus. Liegen sektorale Ziele vor, so ergibt sich aus den Bewertungen unmittelbar der Handlungsbedarf als Differenz zwischen Soll und Ist (WIEGLEB 1998). Bei komplexen Zielen (unterschiedliche Leitbilder) ist dagegen zwingend ein formales Bewertungsverfahren zur Entscheidungsunterstützung zu erarbeiten.

Im Naturschutz existieren gleich mehrere Leitbilder mehr oder weniger gleichberechtigt nebeneinander (Kap. 3.2), weshalb eine Bewertung ohne Berücksichtigung dieser Zielvorgaben nicht möglich oder zumindest nicht sinnvoll ist. Zu diesem Schluss kommt auch WIEGLEB (1998), der weiter folgert, dass eine Hierarchie der Leitbilder seitens der Planungsträger vorgegeben sein muss, die dann in das Bewertungsverfahren zu übernehmen wäre. Ist die Hierarchie nicht vorgegeben, so kann es zu Widersprüchen zwischen verschiedenen Werten kommen. Die Leitbildentwicklung löst zwar nicht das Bewertungsproblem, strukturiert es aber wesentlich vor. Kommt sie dieser Aufgabe nicht nach, so sind die Kriterien als gleichberechtigt nebeneinander stehend zu betrachten. Einer weiteren Unterteilung in Merkmale oder Indikatoren muss dann eine ebenfalls gleichberechtigte Wertung folgen.

Die Frage, ob nun in der Naturschutzplanung zunächst das Ist festzustellen und dann das Soll zu formulieren ist, oder umgekehrt, kann nicht abschließend geklärt werden. Ziel und Situationsbeschreibung müssen jedenfalls die gleiche Sprache und Struktur verwenden. Es ist folglich ein langwieriger, sich ständig verändernder Prozess, in dem Situationen beschrieben, Ziele formuliert, die Wirklichkeit neu erfasst, Ziele revidiert werden, und so weiter. Die Leitbilder müssen auf den aktuellen Kenntnisstand zur Ist-Situation aufbauen. Kommen neue Zielvorstellungen hinzu, so müssen eventuell fehlende Daten nachträglich erhoben werden.

Bei der Erfassung und Bewertung von Wäldern im Sinne des Naturschutzes wird häufig auf pflanzensoziologische Einheiten zurückgegriffen. Sie spielen eine wichtige Rolle bei der Ansprache von Waldbiotopen. Auf der Grundlage erfasster Biotope erfolgt dann die Planung zur Erhaltung des Zustandes und eventuell einer bestimmten Entwicklung. Hier können weiterhin zwei Vorgehensweisen unterschieden werden. Erstens der Schutz einzelner Arten und Ökosysteme (Waldtypen). Ein Beispiel für diesen Typ sind die Biotopkartierungen, die mittlerweile in ganz Deutschland durchgeführt werden (DRACHENFELS 1994). Zweitens die Kartierung von Wirtschaftsweisen und Merkmalen forstlicher Produktionssysteme, die flächendeckend stattfindet, aber auch nur bestimmte Parameter von Ökosystemen abbildet (LAWUF 1996).

Ein methodisches Problem der Beschreibung von Wäldern, insbesondere hinsichtlich deren ökologischer Bedeutung, tritt in Mosaik-Landschaften auf. Inwieweit können Gehölzgruppen und kleine Wäldchen zu Einheiten zusammengefasst werden? Und welche Rolle spielen dabei unterschiedliche Baumartenzusammensetzungen, Wirtschaftsweisen, Altersstrukturen oder Vegetationsschichten? Es liegt auf der Hand, dass diese Fragen nicht generell, sondern

nur in Abhängigkeit vom zentralen Interesse der jeweiligen Biotoperfassung oder -bewertung erfolgen kann. Aus diesen Sachverhalten ergibt sich für natürlich entstehende oder neu angelegte Wälder die Frage: Welche Rolle können neue Waldflächen spielen in der Erweiterung und Verknüpfung bestehender Wälder und welche Merkmale müssen sie hierzu aufweisen?

Offensichtlich nimmt ein Bestand im Jungwuchs- und Dickungsalter andere Funktionen wahr als ein reifer oder überalterter Bestand gleichartiger Baumartenzusammensetzung. Andererseits dauert die Jungwuchsphase nicht ausreichend lange, um eine gesonderte Bewertung im Rahmen einer langfristigen Planung zu rechtfertigen. Ein ökologisch orientierter Waldbau, wie er von den meisten Forstverwaltungen propagiert und auch von vielen Privatwaldbesitzern betrieben wird, setzt auf lange Umtriebszeiten unter Ausnutzung von Naturverjüngung. Ein Bestandesalter von mehr als 100 Jahren ist also zu erwarten. Damit nähme aber die Jungwuchsphase lediglich 10-20 % der Entwicklungszeit ein. Eine Bewertung von Aufforstungen muss daher vor allem die längerfristige Entwicklung prognostizieren und in die Urteilsfindung einfließen lassen.

Wie bereits erwähnt, spielt die Art und Detailliertheit der Datenerfassung eine wichtige Rolle für die Möglichkeit, adäquate und umsetzungsfähige Zielvorstellungen zu formulieren. Bei der Bewertung in reich strukturierten Landschaften spielt die Verwendung von Lebensraumkartierungen, Fernerkundungsdaten und verschiedenen thematischen Karten eine wichtige Rolle (KIRBY 1994). Studien zur Veränderung der Situation durch Aufforstungen in strukturreichen Landschaftstypen gibt es bereits, allerdings beschäftigen sich diese nicht mit der Frage der Biodiversität im betrachteten Raum, sondern lediglich mit der Auswirkung der Maßnahme auf einzelne Tierarten des Offenlandes, deren Habitat durch eine neue Waldfläche beeinflusst oder zerschnitten werden könnte (z.B. GRUTTKE/WILLECKE 1993, ZENKER 1982).

Je komplizierter ein Bewertungsschema ist, desto schwieriger sind dessen Ergebnisse zu interpretieren. Klare Strukturen bei der Wertermittlung mit möglichst reduziertem Ermessensspielraum für den Gutachter vereinfachen den Bewertungsgang zu Gunsten von Transparenz und Nachvollziehbarkeit. Ein praxistaugliches Bewertungsverfahren sollte in seiner Komplexität der Planungsaufgabe angepasst sein. Eine logische Struktur und die Befreiung von erfahrungsbezogenen, gutachtlichen Einschätzungen ermöglicht die Durchführung der Bewertung auch durch Personen, die nur über Grundkenntnisse des Naturschutzes verfügen. Wird der Interpretations- und Ermessensspielraum des Gutachters beschnitten, so kommt dies der Reproduzierbarkeit der Ergebnisse unbedingt zu Gute. Liegt kein hierarchisches Leitbild-Konstrukt vor, so sind die verwendeten Bewertungskriterien einheitlich zu gewichten. Auch die Skalen für die erfassten Merkmale sollten einheitliche Größen aufweisen. Innerhalb einer Elementbewertung (z.B. Arteninventar) sollten alle Elemente (Arten) gleich bewertet werden. Im Falle einer Punktbewertung würde dies bedeuten, dass eine vorhandene Art mit einer fixen Punktzahl in die Berechnung einfließt und keine Unterscheidung in mehr oder weniger bedeutend getroffen wird (KIRBY 1994). Ein wesentlicher Beitrag zur objektiven Wertfindung ist auch die Ermittlung des Wertes anhand von Idealzuständen, also beispielsweise der Vergleich der Artenvielfalt mit der Vielfalt in der potentiell natürlichen Vegetation des Standortes, statt mit der Artenvielfalt eines anderen Bestandes.

Die Landschaftsplanung verlangt nach einfachen, gut handhabbaren und gleichzeitig hinreichend komplexen Informationen über den Planungsgegenstand. Daher rührt die Tendenz, mehrere Eigenschaften eines Ökosystems zu erfassen, zu beurteilen und zu einem Gesamtwert zu aggregieren. Die Verknüpfung unterschiedlicher Parameter folgt subjektiven Erwägungen und ist dabei naturwissenschaftlich kaum begründbar (BASTIAN 1999). Andererseits versetzt es den Planer in die Lage, einen wesentlichen Teil des Systems abzubilden, zu abstrahieren und für die weitere Planung zu analysieren. Abstriche in der wissenschaftlichen Aussagetiefe und -schärfe sind dabei meist unvermeidbar. Nur auf diese Weise ist es aber möglich, trotz der häufig schmalen Datenbasis für größere Gebiete eine ausreichend detaillierte Planungsgrundlage zu erhalten. Schließlich kann die

Landschaftsplanung keinen jahrelangen Vorlauf der Grundlagenforschung abwarten. In der Literatur findet sich ein weites Spektrum von Biotopansprachen von der einfachen, verbalen Beschreibung der Biotoptypen bis zur komplizierten mathematischen Berechnung (vgl. BASTIAN 1999). Gegenwärtig sind in der landschaftsplanerischen Praxis einige additive Modelle in breiter Variation gebräuchlich. Die Einzelmerkmale werden über Verflechtungsmatrizen hergeleitet und miteinander verknüpft. Unter Umständen werden die Bewertungskriterien dann noch in höherrangigen Matrizen nutzwertanalytisch zum Gesamtwert aggregiert. Mit zunehmender Größe und höherem Rang der Matrize steigt auch der Grad der Komplexität. Gleichzeitig geht die Überschaubarkeit des Verfahrens verloren. Zusätzlich ist die Art der Verknüpfung von Bedeutung. Komplizierte Formeln sind zu vermeiden, die Grundrechenarten sollten als mathematische Hilfsmittel ausreichen.

Darüber hinaus weist BASTIAN (1999) darauf hin, dass die Problematik bei der Bestimmung komplexer Biotopwerte in der Schwierigkeit besteht, dass mehrere Sachverhalte (Einzelkriterien) nur verbal zu beschreiben sind, zudem teilweise miteinander korrelieren und sich demzufolge einer sinnvollen mathematischen Behandlung weitgehend entziehen. Als Alternative schlägt er eine Wertermittlung vor, die auf einem komplexen und vielarmigen Entscheidungsbaum beruht, bei dem der Bearbeiter aufgrund vieler Abwägungen, bzw. auf dem Hintergrund seiner fundierten, landschaftsökologischen Vorkenntnisse einen Biotopwert erarbeitet. Die Wertfindung erfolgt unter inhaltlichen Gesichtspunkten. Der entscheidende Nachteil liegt dann erneut in der fehlenden Transparenz und Nachvollziehbarkeit für Außenstehende (s.o.). Des weiteren ist zu beachten, dass eine Aggregation numerischer Bewertungen verschiedener Merkmale nur dann statthaft ist, wenn diese untereinander unabhängig sind (KIRBY 1994). Bei Flächengröße und Artenzahl wäre dies beispielsweise nicht der Fall.

Die Aggregation und Vereinfachung von Indikatoren ist generell vorsichtig zu behandeln. Nach KIRBY (1994) und PLACHTER (1990) kann die sogenannte Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts nicht mit Hilfe eines oder weniger Indikatoren bestimmt werden. Auch die Verwendung aggregierter Parameter bringt für generelle Fragestellungen nur zweifelhafte Vorteile, da Primärdaten und Detailinformationen verloren gehen. Stattdessen ist ein möglichst breites Spektrum unterschiedlicher Parameter einzusetzen. Allerdings muss auch gesagt werden, dass eine Aggregation umso eher möglich erscheint, je spezieller die Fragestellung ist.

Da Landschaften einander ähneln können, sich aber praktisch nie gleichen, ist es von Bedeutung, dass bei der Bewertung von Flächen nach einem neuen Verfahren zunächst eine repräsentative Auswahl an Flächen gewählt wird, um das gesamte Bewertungsspektrum darzustellen. Es ist einerseits notwendig um die Funktionsfähigkeit des Verfahrens von beiden Bewertungsextremen her zu erläutern. Andererseits liefert es einen ersten Referenzrahmen zur Einschätzung einzelner Fallbeispiele. Je komplizierter das Bewertungsschema ist, desto mehr Fallbeispiele müssen zur Erläuterung untersucht werden.

Bei allen Bemühungen um Ausgewogenheit und Objektivität können „subjektive Entscheidungen und Urteile [...] nicht völlig ausgeschlossen werden, doch lässt sich die Bewertung von Wäldern dadurch bis zu einem gewissen Grade objektivieren, dass die Bewertung – soweit möglich – systematisch und vorzugsweise quantitativ durchgeführt wird“ (KIRBY 1994, S. 185). Eine Kombination quantitativer und qualitativer Elemente ist also durchaus möglich. Wo qualitative Beschreibungen und gutachtliche Einschätzungen notwendig sind, können formale Vorgaben gemacht werden, die dem Außenstehenden den Entscheidungsgang erläutern und diesen somit nachvollziehbar machen.

Die genannten Eigenschaften einer naturschutzfachlichen Bewertung werden im Hinblick auf die Fragestellung, welchen Beitrag eine Erstaufforstung zur Biodiversität der Fläche an sich und der Umgebung leisten kann, in der hier vorliegenden Arbeit aufgegriffen. Da gutachtliche Feststellungen im Zusammenhang mit der Situationsanalyse nicht ausgeklammert werden können, ist ein subjektives Moment im Ergebnis nicht immer zu vermeiden. Andererseits ist durch die Übernahme von Wertermittlungsverfahren und Idealwerten aus anderen