



Bewertung von Waldprojekten zur Emissionsminderung hinsichtlich des gesamtökologischen und des sozialen Nutzens: Vorarbeiten für allgemein akzeptierte Leistungsindikatoren

Lasse Loft¹, Engelbert Schramm^{1, 2}

¹ Projektbereich F Wissenstransfer und sozial-ökologische Dimensionen

² Institut für sozial-ökologische Forschung (ISOE)

Abstract: Due to carbon sequestration and storage capacity, forestry projects are recognized climate change mitigation measures. When assessing the strengths and weaknesses of carbon mitigation projects, forestry projects are frequently compared to other types of mitigation projects, i.e. technical projects. However, such a comparison is considerably difficult due to the fundamental differences of the project types. Comparative assessments tend to focus on the potential of reducing emissions or enhancing the sequestration of carbon, while ignoring social and ecological sustainability criteria. They often lack a coherent set of evaluation criteria. The compulsory carbon market, with the Clean Development Mechanism as one of its major tools, leaves it to the project host countries to define sustainability criteria, and on the voluntary carbon market, a whole set of different standards with different sustainability criteria has emerged, with its leading Gold Standard not at all applicable for forestry projects. In order to assess and compare the impacts of climate change mitigation projects – including additional social and ecological benefits – a coherent set of evaluation criteria is necessary. The paper at hand analyzes suitable criteria for the assessment of forestry projects in terms of climate mitigation potential, additional ecological benefits – like biodiversity and ecosystem services – and additional social benefits. The potential of existing indicators is reviewed and major differences to technical projects are identified. To conduct a coherent assessment of the sustainability of forestry projects, there is a need to use complementary indicators that will more accurately reflect the value of forestry projects.

Zusammenfassung

Allgemein ist anerkannt, dass gute Kompensationsprojekte nicht nur Kohlenstoff festlegen, sondern möglichst weitere Nachhaltigkeitsleistungen aufweisen, die jedoch bisher bei der Durchführung und der Bewertung der Projekte häufig nicht angemessen berücksichtigt werden. In der vorliegenden Untersuchung wird erhoben, ob brauchbare Indikatoren vorliegen, die zur Bewertung weiterer ökologischer und sozialer Nutzen derartiger Projekte verwendet werden können.

Um den Kritiken gegenüber Waldprojekten zu begegnen, sollten Indikatoren zur Bewertung der Projekte möglichst so gewählt werden, dass sich mit ihnen auch räumliche Verlagerungseffekte erfassen lassen. Ebenso wichtig ist die Betrachtung ausreichender Zeiträume. Waldprojekte haben aufgrund der langen Lebensdauer von Bäumen eine längere Laufzeit, als sie derzeit in vielen Bewertungssystemen berücksichtigt wird.

Der langfristige Sequestrierungseffekt eines Projektes hängt entscheidend davon ab, ob das Holz alter Bäume im Wald wieder in den Kohlenstoffkreislauf kommt oder dem Wald entzogen wird. Bei ausschließlicher energetischer Nutzung des Holzes und auch bei Verarbeitung zu Zellstoff, Papier und Pappe wird kurze Zeit nach der Holzernte wieder Kohlendioxid freigesetzt. Dagegen schlagen langlebige Nutzungen des Holzes und insbesondere eine tatsächliche Substitution von Produkten aus Erdöl und Erdgas positiv zu Buche.

Wichtige Zusammenhänge bestehen zwischen dem Kohlendioxid-Minderungspotential von Waldprojekten und deren erheblichen ökologischen und sozialen Nutzen; diese entstehen bei optimalem Management in einer Art Ko-Produktion und sollten bewusst gestaltet werden; entsprechende Trade-offs sind bekannt.

Die vorliegende Arbeit wurde im Forschungsförderungsprogramm „LOEWE – Landes-Offensive zur Entwicklung Wissenschaftlich-ökonomischer Exzellenz“ des Hessischen Ministeriums für Wissenschaft und Kunst von der Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung finanziell unterstützt.

Für die Beschreibung der gesamtökologischen und der sozialen Leistungen von Waldprojekten kann weitgehend auf bereits bekannten Kriterien aufgebaut werden; sie sollten aber um die Betrachtung der relevanten Ökosystemdienstleistungen ergänzt werden. Die Kohlenstofffestlegung ist eng mit zahlreichen dieser Ökosystemdienstleistungen (z.B. Humusbildung, Pufferungspotential gegenüber Stickstoff usw.) verknüpft. Waldprojekte mit hoher Biodiversität sind zudem in der Regel besser in der Lage, das Kriterium der Permanenz eines Kohlenstofflagers zu erfüllen. Auch lassen sich über die Ökosystemdienstleistungen bisher ausgeblendete sozio-kulturelle Dimensionen besser als bisher einbeziehen.

Auf diese Weise lässt sich die Darstellung der Nachhaltigkeitsleistung von Waldprojekten auf eine breitere Basis als bisher stellen – sowohl in ökologischer als auch in sozialer Hinsicht können die Kriterienkataloge der bisherigen Standards erweitert werden, die besonders auf Umweltwirkungen und sozio-ökonomische Effekte abheben. In den meisten Fällen sind bereits ausreichend geeignete Indikatoren bzw. Parameter vorhanden, um weitere wichtige Leistungen der Waldprojekte nachvollziehbar zu beschreiben. Für einige der betrachteten Dimensionen und Kriterien sind bisher noch keine Indikatoren vorhanden; zumeist gibt es aber auch dort Parameter, die Situationen anzeigen, welche unter Umständen genauer betrachtet werden müssten.

Bisher liegen keine allgemein anerkannten Standards hinsichtlich der Nachhaltigkeitskriterien von Waldprojekten vor. Eine neuerliche Debatte über eine Erweiterung des Kriteriensets ist notwendig, damit die zugehörigen Leistungsindikatoren allgemein akzeptiert werden. Diese Diskussion sollte jenseits der Nachhaltigkeitsleistungen der Waldprojekte selbst auch deren Vergleichbarkeit mit technischen Kompensationsprojekten im Blick haben. Die Kriteriendebatte war bisher durch die technischen Projekte dominiert und leider auch auf deren Bewertung verengt. Anders als technische Projekte haben Waldprojekte häufig sowohl für den Naturhaushalt als auch für die Gesellschaft viele weitere Nutzen, die eine nachhaltige Entwicklung begünstigen. Diese werden aber bisher nur unzureichend für die Qualitätssicherung und Kommunikation der Projekte genutzt.

Analog zum Gold Standard (GS) sollten die diskutierten Kriterien zu einem Standard für Waldprojekte verknüpft werden, mit dem sich die Nachhaltigkeitsleistungen dieser Kompensationsprojekte verlässlich bestimmen und überprüfen lassen. In Testläufen könnten die identifizierten Kriterien und Indikatorvorschläge erprobt und dabei modifiziert bzw. verfeinert werden.

1 Einleitung

Wälder haben als biologische Kohlenstoffspeicher eine bedeutende Rolle im globalen Kohlenstoffkreislauf. Projekte, die die Senkenleistung von Wäldern durch Aufforstung oder nachhaltiges Management von Wäldern erhöhen, oder durch den Schutz von bestehenden Wäldern zu einer Verminderung von Emissionen aus Entwaldung und Degradation führen, tragen daher zum Schutz des Klimas bei (Loft 2009, Loft/Schramm 2011a).

An Waldprojekten zur Kompensation von Treibhausgasen üben verschiedene Akteure, u.a. der Wissenschaft und der Zivilgesellschaft, Kritik. Oftmals vermengen sich in dieser Debatte jedoch Argumente, die für die Gesamtheit von Kompensationsprojekten gelten, mit solchen, die spezifisch Waldprojekte betreffen (siehe für eine ausführlichere Darstellung Loft/Schramm 2011a).

Häufig werden in der Kritik die Waldprojekte mit technischen Kompensationsprojekten verglichen. Allerdings ist ein Vergleich der Klimaschutzwirkung sowie der Nachhaltigkeitsleistungen mit technischen Projekten zum Klimaschutz schwierig, da bisher ein gemeinsamer Vergleichsmaßstab fehlt. Die Vorschriften des regulierten Marktes, also hauptsächlich die des CDM des Kyoto-Protokolls sehen für die Berechnung der Klimawirkung von Waldprojekten spezielle Methoden vor. Wenigstens Projekte in als Entwicklungsländer eingeordneten Staaten sollen immer auch auf lokaler Ebene zu einer nachhaltigen Entwicklung beitragen (vgl. Fernandez et al. 2011). Die Überprüfung der Nachhaltigkeit (der ökologischen und sozialen Auswirkungen) von CDM-Projekten bestimmt sich nach den Vorschriften des Staates, in dem das Projekt durchgeführt wird. Für den freiwilligen Kohlenstoffmarkt enthält der führende Gold Standard zwar auch ökologische und sozio-ökonomische Kriterien; allerdings wurde dieser Standard speziell für technische Projekte entwickelt. Er kann in seiner derzeit bestehenden Form nicht auf Waldprojekte angewendet werden. Ein Grund hierfür ist, dass er stärker auf die direkten Wirkungen der Projekte als auf deren Nutzenstiftungen und Leistungen bezogen ist. Zudem sind die ökologischen Kriterien dieses Standards sehr eng auf die Erfordernisse der Bewertung von technischen Projekten bezogen und orientieren sich weitgehend am Schutz der klassischen Umweltmedien, während die ökologische Dimension alleine auf Biodiversität reduziert wird. Festzuhalten ist jedoch, dass die Nachhaltigkeitsindikatoren des Gold Standards den Projektentwicklern erlauben, Zusatznutzen zu definieren und anzustreben (Kollmuss et al. 2008).

Die Debatte über Waldprojekte als Klimaschutzmaßnahmen wird zusätzlich dadurch erschwert, dass sich, ausgehend von Referenzprojekten, weit weniger als bei technischen Projekten zum Klimaschutz, allgemeingültige Aussagen ableiten lassen. Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass es nicht den Durchschnitts-Wald und das Durchschnitts-Waldprojekt gibt; vielmehr werden je nach Standortbedingungen, gewählten Baumarten, aber auch Managementverfahren unterschiedliche Klimaschutzleistungen und zusätzliche soziale und ökologische Nutzenstiftungen erzielt (vgl. Kollmuss et al. 2008).

Daher ist es erforderlich, die Leistungen einzelner Waldprojekte basierend auf standardisierten Methoden sowie anhand anerkannter Indikatoren und Parameter möglichst gut zu erfassen. Das betrifft zum einen die Klimawirkung durch die Aufnahme und langfristige Speicherung von Kohlenstoff aus der Atmosphäre, und zum anderen die Bewertung der Nachhaltigkeitsleistungen, also neben den ökonomischen auch die gesamtökologischen und sozialen Leistungen.¹

Für Waldprojekte gibt es unterschiedliche Standards, die teilweise auch in sich nicht vergleichbar sind; so ist für die Projekte, die sich am CDM-Standard orientieren, ausschließlich auf der Länderebene definiert, was unter ihrer Nachhaltigkeit verstanden wird (wobei in einem Teil der Länder auf stringente Nachhaltigkeitskriterien verzichtet wird, vgl. Kollmuss et al. 2008: 53).² Schon daher ist aus Sicht nicht nur der Umweltverbände, sondern ebenso auch aus Perspektive der Nachhaltigkeitsforschung „die Entwicklung eines soliden, glaubhaften ‚Green Standards‘ für waldbezogene Kompensationsprojekte“ erforderlich (WWF 2008).

Im vorliegenden Papier gehen wir der Frage nach, ob eine ausreichende Wissensbasis für entsprechende Bewertungen der Waldkompensationsprojekte vorhanden ist, und ob sich die genannten Leistungen mit einem vertretbaren Aufwand erfassen lassen. Wesentliche Voraussetzung hierfür ist das Vorhandensein geeigneter Indikatoren der Klimaschutzleistung (2) sowie der ökologischen (3) und sozialen (4) Nutzenstiftungen bzw. Wirkungen. Daher sollen für die identifizierten Leistungen bereits vorhandene Indikatoren zur Bewertung konkreter Projekte erfasst³ sowie diesbezüglich

gegebenen, weiterer Forschungs- und Handlungsbedarf benannt werden. Nur so lässt sich einer Pauschalkritik gegen biologische und technische Kompensationsprojekte angemessen begegnen. Darüber hinaus werden kurz die wesentlichen Unterschiede zwischen technischen und Waldprojekten zum Klimaschutz angegeben, um darauf aufbauend Wege zu skizzieren, wie allgemein akzeptierte Leistungsindikatoren entstehen könnten, die einen Vergleich der unterschiedlichen biologischen und technischen Projekte erlauben würden.

2 Klimawirkung

In der Debatte um die Waldprojekte wurde in der Vergangenheit nur eine mittelfristige Senkenwirkung der Wälder angenommen. Mittlerweile weisen biogeochemische Forschungsergebnisse (vgl. Loft/Schramm 2011b) jedoch darauf hin, dass Wälder auch langfristig eine erhebliche Senkenleistung haben können.

2.1 Kohlenstoffkreislauf/-bilanz

Die direkte CO₂-Reduktionsleistung eines Waldprojektes ist zunächst einmal abhängig von der Photosynthese der dort versammelten Pflanzen. Neben den photosynthetisierenden grünen Pflanzen tragen zur Atmung eines Waldes auch dessen Tiere, Pilze und Bakterien bei (WBGU 1998). Diese Atmungsvorgänge liegen insgesamt in der gleichen Größenordnung wie die Holzbildung. Dennoch haben Aufforstungsprojekte ebenso wie ein in Verjüngung befindlicher Wald in der Summe eine positive Kohlenstoffbilanz.⁴ Der der Atmosphäre entzogene Kohlenstoff wird in den verschiedenen Kompartimenten des Waldes gespeichert: oberirdische Biomasse, unterirdische Biomasse, Totholz, Streu und Boden (Pearson et al. 2009).

Während junge Wälder noch viel Biomasse produzieren, sollten sich Produktion und Zerfall im Gleichgewicht eines reifen Waldes nach der Theorie die Waage halten. Erstaunlicherweise findet man diesen theoretischen Gleichgewichtszustand aber nicht einmal bei tropischen Urwäldern. Aus verschiedenen Gründen nehmen auch ältere Wälder in den unterschiedlichen

¹ Der Begriff „sozial“ wird hier in seiner breiten, sozio-kulturelle, sozio-ökonomische und wirtschaftliche Aspekte einschließenden Bedeutung verstanden.

² Innerhalb einzelner Länder lassen sich daher CDM-Projekte gut vergleichen, wie auch die Untersuchung von Vöhringer (2005) verdeutlicht, die Waldprojekte und Energieprojekte in Costa Rica gegenüberstellend erörtert.

³ Bei der Identifikation und Bewertung möglicher Indikatoren wurden auch deren Transaktionskosten berücksichtigt, die in der Praxis häufig entscheidend sind: In der Regel führt bspw. das Anwenden von Monitoringmethoden, die mit viel technischem

und finanziellen Aufwand genauere Ergebnisse liefern, zu erheblichen Zusatzkosten, die die Projekte in ihrer Rentabilität mindern. Bei der Bewertung von Indikatoren ist auch einzubeziehen, ob sie ausreichend robust sind, teilweise auch der regionale Forschungskontext. So hängt es auch vom Stand der Forschung in der Projektregion ab, ob z.B. der Einbezug von Boden-Kohlenstoff in die Lagerbetrachtung möglich ist (da dieser im Allgemeinen gut mit regionalen Daten kalibrierte Modelle zur Voraussetzung hat).

⁴ Denn das produzierte Holz bleibt zunächst erhalten und wird erst später abgebaut, sofern der Kohlenstoff nicht sogar im Boden für längere Zeiträume gespeichert wird (vgl. Loft/Schramm 2011b).

Klimazonen noch Kohlendioxid auf, insbesondere in der Bodenschicht (vgl. Loft/Schramm 2011b).

Grundsätzlich erhöht die Aufforstung die Kohlenstoffvorräte in der Biomasse: Die Aufforstung von Grünland bietet die Möglichkeit, der Atmosphäre auch in der gemäßigten Klimazone vorübergehend Kohlenstoff zu entziehen; dabei kann der Kohlenstoffgehalt der Mineralböden von 75 t/ha auf 350 t/ha ansteigen (Thuille 2003: 114). Ob dies kontinuierlich geschieht, hängt jedoch stark von spezifischen Standortfaktoren ab; vielerorts kommt es zu einer zumindest anfänglichen Abnahme des normalerweise langfristig im Mineralboden gebundenen Kohlenstoffs (Thuille 2003: 65ff.). Hieraus wird in der Diskussion teilweise die Schlussfolgerung gezogen, dass Aufforstungen aus der Perspektive einer vermehrten Kohlenstoffsequestrierung grundsätzlich kritisch zu beurteilen sind (vgl. Freibauer/Schulze 2005). Nach vorliegenden Detailuntersuchungen kommt es neben den Bodenverhältnissen entscheidend auf die Wahl geeigneter Bewirtschaftungsformen und ausreichend langer Umtriebszeiten (eher am Hochwald orientiert) an, damit sich die angestrebten Wirkungen der Kohlenstofffestlegung generell in Aufforstungsprojekten erzielen lassen (vgl. Loft/Schramm 2011b, Thuille 2003: 114). Insgesamt ist die Menge des sequestrierten Kohlenstoffs abhängig von einer ganzen Reihe an Faktoren; hierzu gehört neben der Bewirtschaftungsform das Alter der Bäume, deren Wachstumsrate, das lokale Klima und vor allem die Bodenqualität (vgl. Freibauer /Schulze 2005).

Grob vereinfacht lässt sich die resultierende Nettoproduktion und damit das Vermögen des Waldes, Kohlenstoff zu sequestrieren, über die Holzbildung erfassen; Holz besteht zur Hälfte aus Kohlenstoff. Daher dient die Biomasse als Grundlage der Berechnung des gespeicherten und sequestrierten Kohlenstoffs. Sofern keine spezifischeren lokalen Daten vorliegen, kann die einfache Formel $C = \text{Biomasse}/2$ angewendet werden (Diaz/Delaney 2011, Pearson et al. 2005).⁵

Da der Kohlenstoff jedoch nicht nur in der oberirdischen Biomasse gespeichert wird, ist es für eine genauere Betrachtung des im Wald gespeicherten Kohlenstoffs sinnvoll, weitere Indikatoren und Parameter zu betrachten. Teilweise wird auch die Photosynthese der Krautschicht miterfasst sowie das gebildete Wurzelwerk und die Lebensgemeinschaft der bodenbewoh-

nenden Organismen. Relevant ist auch der Kohlenstoffvorrat im Boden, der bei ungestörten Waldböden bis zu 40% des in einem Wald gespeicherten Kohlenstoffs betragen kann.⁶ Die Stabilisierung von Kohlenstoff im Boden wird von verschiedenen Bodeneigenschaften und Mechanismen gesteuert, wie z.B. der Komplexbildung von Huminsäuren mit Metallionen oder der Ton-Humus-Kopplung (vgl. Loft/Schramm 2011b). Robuste Indikatoren für die Stabilisierung bzw. Anreicherung des Kohlenstoffs im Boden existieren nicht; bei einer ausreichenden regionalen Wissensbasis kann jedoch insbesondere auf Modellierungen der Boden-Kohlenstoffbilanz zurückgegriffen werden. Wo dies aufgrund einer ausreichenden regionalen Wissensbasis möglich ist, sollte die unterirdische Biomasse und der Boden-Kohlenstoff mit Hilfe von Modellen beobachtet werden. Für die Bestimmung der unterirdischen Biomasse und des Boden-Kohlenstoffs müssen in Aufforstungsprojekten Stichproben genommen werden. Wichtige Variablen bei der Beprobung sind die Tiefe, aus der die Probe entnommen wurde, die Bodendichte sowie die Konzentration des Bodenkohlenstoffs (Pearson et al. 2005). In ausreichendem zeitlichen Abstand ist für eine Leistungsbilanz eines Aufforstungsprojektes zu untersuchen, ob eine Sequestrierung oder ein Verlust von Boden-Kohlenstoff feststellbar ist.

Zu den größten Boden-Kohlenstoffspeichern gehören Feuchtgebiete wie Torfwälder, Waldmoore oder Mangrovenwälder (Adhikari et al. 2009). Vor allem die Torfwälder und ihre Böden sind aufgrund des eingelagerten Kohlenstoffs bedeutsam. Sie nehmen global eine Fläche von 400 Millionen Hektar ein (etwa 3% der terrestrischen Fläche), speichern aber mit 528 Pg etwa ein Drittel des gesamten, globalen Bodenkohlenstoffs. Diese Menge entspricht in etwa den Kohlenstoffemissionen, die bei derzeitigen Emissionsraten, während der nächsten 75 Jahre durch die Nutzung von fossilen Brennstoffen freigesetzt werden (Murdiyarso et al. 2010). Ein Drittel des in Torfwäldern gespeicherten Kohlenstoffs befindet sich in den tropischen Regionen, überwiegend in Südostasien. Maßnahmen zum Schutz dieser Wälder, die in hoher Nutzungskonkurrenz zu Anbauflächen für Palmölplantagen stehen, werden daher als besonders wichtige Waldprojekte betrachtet (Murdiyarso et al. 2010). Aber auch in Deutschland werden Maßnahmen zur Wiedervernässung von Mooren zum Klimaschutz vorangetrieben (Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg Vorpommern 2011, vgl. 2.2.).

⁵ „The optional discarding of carbon pools allowed for by some methodologies represents a trade-off between simpler monitoring and fewer potential carbon benefits. For example, soil organic carbon may be neglected in some methodologies, simplifying the monitoring process; however, measurement costs have continued to decrease, and a cost-benefit analysis should be done before discarding this carbon pool from project accounting.“ (Ebeling,Vallejo 2011: 15).

⁶ Für bewirtschaftete Wälder kann dieser unterirdische Speicheranteil wesentlich niedriger sein. Pistorius (2007: 103) geht etwa für Baden-Württemberg von einem Anteil von 21,6% aus.

Daneben ist das Totholz zu betrachten. Totholz ist ein wesentlicher Bestandteil für den Energie- und Nährstoffkreislauf und eine Schlüsselkomponente im Kohlenstoffhaushalt; in einem Wald beruht der biologische Abbau von Holz im Wesentlichen auf der Zersetzung von Totholz. Zudem fördert es die Biodiversität von Wäldern. Seine ökologische Bedeutung wurde in Wirtschaftswäldern lange vernachlässigt. Während die Totholz mengen in Naturwäldern bis zu 40% des Gesamtholzvorrates erreichen können, sind heutzutage in den Wirtschaftswäldern Europas im Durchschnitt weniger als 5% Totholz vorhanden. Es hat im Wald der gemäßigten Klimazone eine Lebensdauer von durchschnittlich knapp 30 Jahren, im Buchenwald von mehr als 50 Jahren. Dynamik und Geschwindigkeit des Abbaus von Kohlenstoff aus dem Totholz sind abhängig von der Baumart, den Todesursachen, den Umweltbedingungen und den jeweils am Standort lebenden Pilzen und anderen Organismen, die bei der Zersetzung mitwirken.⁷ In den Wäldern der USA liegen 10% des dort gespeicherten Kohlenstoffs in Form von Totholz vor, 33% in den lebenden Bäumen (vgl. Loft/Schramm 2011b).

Obwohl das Totholz chemisch abgebaut wird, stellt es also zunächst ein Kohlenstofflager dar. Aufgrund seiner wichtigen Funktionen für die Kohlenstoffsequestrierung und andere Ökosystemdienstleistungen ist Totholz mittlerweile weltweit als Schlüsselstrukturelement und als Indikator einer nachhaltigen Forstbewirtschaftung anerkannt. Soweit der Wald geschlossene Stoffkreisläufe hat, gelangt in der Bilanzbetrachtung das bei der Zersetzung aus dem Totholz freigesetzte Kohlendioxid nicht in die Atmosphäre. Für die Bestimmung des in Totholz gespeicherten Kohlenstoffs hat der CDM Executive Board eine Methode veröffentlicht, die auf den Parametern Baumart und Biomasse beruht (UNFCCC 2010b); eigene Berechnungsmethoden schreiben auch Carbon fix und VCS vor. Eine Übersicht über verschiedene Methoden hat die Forest Guild (Evans/Ducey 2010) vorgelegt.

2.2 Methan- und Lachgasbildung

In jedem Wald kommt es neben den bisher betrachteten biochemischen Prozessen der Photosynthese und der Atmung auch wieder zu einer Zersetzung organischen Materials. Dabei wird das Kohlenstoffgerüst von Pflanzen, Tieren und anderen Lebewesen abgebaut. Bei dieser Mineralisierung der organischen Kohlenstoff-

verbindungen entsteht auf jeden Fall Kohlendioxid, unter sehr spezifischen Umständen auch Methan. Hypothesen und vorläufige empirische Befunde, dass grüne Pflanzen auf jeden Fall Methan produzieren und so zum Klimawandel beitragen, haben sich nicht bestätigt (vgl. Loft/Schramm 2011b).

Anders liegt der Fall, wenn der Zersetzungsprozess in einem sauerstofffreien Milieu stattfindet, wie das in Mooren und auch in Waldmooren der Fall ist. Dort werden große Mengen an Kohlenstoff in den Mooren abgelagert und als Torf inertisiert. Soweit dieser (zu einem kleinen Teil) wieder anaerob durch Bakterien abgebaut wird, entsteht Methan. Letztlich gelten jedoch Moore und Waldmoore nach Meinung der Fachwelt im natürlichen und auch im naturnahen Zustand als klimaneutral. Abhängig von der Pflanzenbedeckung und der Photosynthese-Aktivität des Moores ist der Anteil der Kohlenstoffspeicherung höher als die Emission von Kohlendioxid.

Bei der Entwässerung von Mooren wandeln sich diese vom Kohlenstofflager zum klimaschädigenden Emittenten von THG: Aufgrund der Entwässerung gelangt Sauerstoff an den zuvor wassergetränkten Torf; das befördert die organische Zersetzung von Torf. Dabei werden nach und nach große Mengen an Kohlendioxid und Lachgas (N_2O) freigesetzt. Die gasförmigen Emissionen an Lachgas können mit einer Größenordnung von bis zu 600 kg/ha klimarelevant sein. Wie hoch die tatsächlichen Verluste sind, ist abhängig von der Bodennutzung, auch von der Saat- bzw. Pflanzbettbereitung (vgl. Loft/Schramm 2011b).

Eine Wiedervernässung von Mooren könnte die Freisetzung der relevanten Klimagase Kohlendioxid und Lachgas deutlich senken. Dabei sind auch Wiederaufforstungsmaßnahmen möglich. Je nach Wuchsleistung der Bäume und nach der Möglichkeit, dass sich der Kohlenstoff aus dem toten Holz dauerhaft ablagern kann, entsteht in vernässten Waldmooren eine positive Kohlenstoffbilanz. Hier werden Unterschiede zwischen Mooren und Waldmooren deutlich: Augustin (2010) betont, dass ungestörte Waldmoore in Mitteleuropa auch dann, wenn sie entwässert sind, im Mittel nur eine geringe Klimawirkung haben.

Die Zersetzungs- und die Bodenbedingungen lassen sich in einer Bewertung der Leistungsfähigkeit ausreichend berücksichtigen; hierfür ist der Torfgehalt des Bodens ein geeigneter Parameter. Da aber nach dem bisherigen Wissensstand die Verhältnisse bei (ehemaligen) Waldmooren regional unterschiedlich sind, ist es zu empfehlen, Waldprojekte auf torfhaltigen Böden gut abzusichern und hier in jedem Fall den Boden-Kohlenstoff modellistisch zu erfassen und durch ausreichend dichte Messungen des Kohlenstoffgehalts und

⁷ Die beim Abbau durch Mikroorganismen freigesetzten Kohlenstoffverbindungen gelangen zum Teil als gelöster organischer Kohlenstoff in den Boden, werden allerdings kaum in Bodentiefen unter 20 cm verlagert.

der Emissionen an Lachgas und Methan in einem Monitoring zu stützen. Davon unabhängig hat sich in den letzten Jahren gezeigt, dass es für Methanemissionen (ähnlich wie auch für Lachgas) schwierig ist, Indikatoren anzugeben.⁸

2.3 Bodenbearbeitung und Ernteverfahren

Auch wenn der Wald als ein Kohlenstoffspeicher betrachtet werden kann: Nicht nur bei der Atmung der Pflanzen und anderer im Wald lebender Lebewesen und der Zersetzung von Totholz wird Kohlendioxid freigesetzt, sondern auch nach der Ernte der Altbäume (insbesondere im Kahlschlag) und bei der Pflanzung der Jungbäume können Treibhausgase emittiert werden.

Je weniger bei der Bereitung des Saat- bzw. Pflanzbettes der Boden mit Pflügen umgebrochen werden muss, umso weniger Treibhausgase entweichen dem Wald. Eine reduzierte Bearbeitungsintensität führt zu einer niedrigeren Atmungsaktivität der Bodenorganismen und damit zu geringeren Verlusten von organischem Kohlenstoff aus dem Boden. Auch Bodenverdichtungen durch sog. Harvester und andere schwere Ernte- bzw. Räummaschinen steigern die Bodenkohlenstoffverluste und tragen zur Emission von THG bei (vgl. Bode 2009). Außerdem bringt ein geringerer Maschineneinsatz bei Ernte, Durchforstung und Einbringen der Saat bzw. Jungpflanzen in den Wald eine bis zu 90%-ige Senkung der sonst anfallenden fossilen CO₂-Emission durch eingesparten Kraftstoff. Nach Möglichkeit wird daher im Wald wieder auf traditionelle Räummethoden, insbesondere mit dem Einsatz von Arbeitspferden, zurückgegriffen.

Für die Intensität der Bodenbearbeitung lassen sich ebenso wie für die Intensität der Durchforstungsmaßnahmen Indikatoren bilden, so dass hierbei entstehende Kohlendioxid-Emissionen bei der Bewertung von Waldprojekten ausreichend einbezogen werden können: Hierzu gehört insbesondere die Vermeidung von Kahlhieben (Indikator: Kahlschlagsflächen), der Einsatz einer konservierenden Bodenvermeidung statt eines Bodenumbruchs mit Pflügen und die Vermeidung des Einsatzes von Großmaschinen zur Ernte bzw. Räumung von Bäumen jenseits der Forstwege. Für die Berechnung der durch Bodenbearbeitung im Rahmen von Aufforstungsprojekten entstehenden CO₂-Emissionen hat der CDM Executive Board ein Methodenpapier veröffentlicht, dem Parameter und Berechnungsformeln entnommen werden können (UNFCCC 2010c).

⁸ „Some sources of emissions have been deemed insignificant in some methodologies after several years of struggling with complex procedures to assess them.” (Ebeling/Vallejo 2011: 15)

2.4 Holznutzung

Die Menge des durch ein Waldprojekt gespeicherten Kohlenstoffs ist auch davon abhängig, ob das gebildete Holz auf Dauer im Wald verbleibt. Wirtschaftswälder erreichen oftmals zwar nicht so hohe Kohlenstoffvorräte wie Urwälder, werden aber durch die regelmäßige Holzentnahme dauerhaft in einem Aufbaustadium gehalten.

Wälder, die sich noch in einer Aufbauphase befinden und aus denen deutlich weniger Holz geerntet wird als nachwächst, haben für einige Jahrzehnte die Funktion einer aktiven Kohlenstoffsенке. Wenn stark vereinfachend von der Nutzung der Waldböden als Kohlenstoffsенке abgesehen wird, gilt folgende Überlegung, die von der Forstpraxis vertreten wird: Nach Beendigung der Aufbauphase wird die Kohlenstoffmenge, die in die Atmosphäre abgegeben wird, ebenso groß sein wie die der Atmosphäre entnommene und in Bäumen gespeicherte Kohlenstoffmenge. Nachhaltig bewirtschaftete Wälder sind in dieser Perspektive kohlenstoffneutral. Nach von der Forstwirtschaft vorgelegten Szenariobetrachtungen wird der größte Kohlenstoffspeichererfolg erreicht, wenn Wald so bewirtschaftet wird, dass jährlich möglichst viel nutzbares Holz zuwächst, denn die Bäume binden mit zunehmendem Alter und abnehmendem Wachstum immer weniger Kohlenstoff.

Entscheidend für Waldprojekte ist unter dem Gesichtspunkt des Klimaschutzes jedoch die Holzbildung nur dann, wenn garantiert werden kann, dass das Holz nicht innerhalb weniger Jahre überwiegend aus der Anpflanzung entfernt wird, wie das insbesondere bei Kurzumtriebsplantagen (alle 3 bis 5 Jahre) und bei Niederwäldern (alle 15 bis 20 Jahre) der Fall ist. In diesen Fällen wird zudem das Holz regelmäßig für energetische Nutzungen verwendet, so dass derartige kurz- bis mittelfristige Projekte nur dazu dienen, Kohlenstoff über einen vergleichsweise kurzen Zeitraum im Wald zu lagern. Damit ist dem Weltklima jedoch nicht gedient.

Anders sieht dies bei echten Dauerwäldern aus, wo das Holz im Wald dauerhaft verbleibt. Aber auch Wirtschaftswälder mit langen Umtriebszeiten können, insbesondere wenn die Durchforstung minimiert wird (bzw. eine sich hieran anschließende Holzentnahme beinahe ausgeschlossen wird) und es bei der Ernte zu einer Einzelbaumentnahme kommt, eine klimarelevante Wirkung als Kohlenstoffspeicher haben. In einem solchen langlebigen Wirtschaftswald verbleibt der Kohlenstoff immerhin über 70 bis hin zu 200 Jahren (je nach Baumart).

Hier hängt der langfristige Sequestrierungseffekt zudem davon ab, wie das Holz weiter genutzt wird. Bei energetischer Nutzung aber auch bei der Verarbeitung

zu Zellstoffprodukten (und ähnlich auch zu Papier und Pappe) wird schon recht bald nach der Holzernte wieder Kohlendioxid freigesetzt. Auch durch die Verarbeitung zu Pressspanprodukten, Tischlerplatten usw. ist im Regelfall mit einer sich anschließenden Verweilzeit in den Produkten von zehn bis zwanzig Jahren zu rechnen. Wird das Holz hingegen als Bauholz oder als Ausgangsstoff für den qualitativ hochwertigen Vollholzmöbelbau verwendet, verlängern sich die Nutzungszeiten nach den bisherigen Erfahrungen auf das Doppelte.⁹

Die Dauerhaftigkeit eines Waldprojektes ist also entscheidend davon abhängig, ob 1. das Holz in voller Menge oder nur teilweise dem Wald entzogen wird und 2. wie es verarbeitet wird und im weiteren Lebenszyklus gepflegt oder rasch konsumiert wird. Hier spielt auch eine wichtige Rolle, ob sich eine kaskadenhafte Verwertung anschließt.

Dieser Aspekt lässt sich in eine differenzierte Bewertung aufnehmen; auch lassen sich im Prinzip geeignete Indikatoren bilden. Hierzu gehört insbesondere die Vermarktung von Holz für höherwertige Produkte und deren Einsatz in Ländern, in denen eine kaskadenartige Verwertung der Holzprodukte gewährleistet ist. Kompensationsprojekte zur Aufforstung oder zum nachhaltigen Management, deren Bäume während oder nach Projektdauer zu Zellstoff und Papier verarbeitet werden, haben demgegenüber nur eine mittelfristige und letztlich im Vergleich geringfügigere Klimaschutzwirkung (vgl. Loft/Schramm 2011b).¹⁰

2.5 Ungewissheiten bei der Bestimmung der Klimawirkung

Die Auswirkungen des Klimawandels sowohl auf das Holzwachstum der Bäume (und damit auf ihre Leistungsfähigkeit zur Kohlenstoffaequestrierung) als auch auf deren Stabilität sind bisher für die meisten Stand-

orte nur unzureichend bekannt. Dies betrifft sowohl die Folgen von steigenden Temperaturen und veränderten Niederschlagsregimes auf die Bäume als auch die durch den Klimawandel zunehmenden Störungsregimes (z.B. Insektenkalamitäten, Waldbrandrisiken oder Pilzkrankheiten). Möglicherweise hat der Klimawandel auch Auswirkungen auf die Zersetzungsgeschwindigkeit und wird daher eventuell auch die Kohlenstoffsinkenfunktion von Totholz beeinflussen. Durch eine wärmere Umgebung kann auch die Bodenatmung beschleunigt werden, was eventuell zu einer rascheren Abgabe von Kohlendioxid aus dem Bodenvorrat führen könnte. Kollmuss et al. 2008 gehen davon aus, dass dies eine angemessene Berechnung bzw. Messung der Sequestrierung schwieriger und komplexer werden lässt.

Die Betrachtung von Pistorius (2007: 105) für Baden-Württemberg zeigt, dass trotz der Stürme von 1990 und 1999, die zu starken Vorratsverlusten geführt haben, der dortige Wald zwischen 1987 und 2002 eine Senke für 8,3 Mio. t Kohlenstoff war. Damit wird deutlich, dass etwa die europäischen Wälder in der Summe zur Zeit trotz intensiver Bewirtschaftung noch ungenutzte Potentiale haben und sie durch Kalamitäten nicht automatisch zu einer Kohlenstoffquelle werden, wie dies der konservative Ansatz des IPCC unterstellt.

Die angesprochenen Risikoaspekte, mit denen die Forstwirtschaft bereits traditionell mit verschiedenen Forstschutzmaßnahmen umgeht,¹¹ lassen sich in eine differenzierte Bewertung gut aufnehmen; auch können angemessene Indikatoren gebildet werden. Zunächst ist entscheidend, ob ein Waldprojekt in einer Region angesiedelt ist, in der die genannten Risiken hoch sind. Das gilt besonders für das Waldbrandrisiko. Für die Bewertung der Projekte ist auch zu berücksichtigen, ob die Region, in der das Projekt durchgeführt wird, voraussichtlich stärker oder vermutlich eher geringfügig vom Klimawandel betroffen sein wird. Der finanzielle Aufwand für Forstschutzmaßnahmen, die ein Projekt z.B. durch Kauf und Anwendung von chemischen Pflanzenschutzmitteln ergreift, kann ebenso wie eine evtl. mögliche Versicherung gegen Waldbrände oder die Anpflanzung feuerfester Bäume ein geeigneter Indikator sein. Wenig standortgerechte Anpflanzungen und Monokulturen haben ein höheres Windbruchrisiko. Problematische Kulturen können zudem auch einen „sauberen Waldschutz“ bedingen, also Maßnahmen,

⁹ In den Szenarien der Forstwirtschaft wird daher unterstrichen, bei der Holznutzung verstärkt zu einer Langzeitnutzung überzugehen, insbesondere durch eine verstärkte Nutzung von Holz im Baubereich, wo es CO₂-intensive Materialien wie etwa Stahl ersetzen könnte (vgl. etwa Pistorius 2007). Allerdings ist bisher etwa in Deutschland keine merkliche Substitution solcher Baustoffe durch Holz zu beobachten.

¹⁰ Insbesondere für Wirkungsabschätzungen in der Implementierungsphase eines Projektes sind diese Indikatoren gut geeignet. Bei Aufforstungsprojekten ist der Einsatz als Leistungsindikator jedoch alleine nach den künftigen Betriebsplänen schwierig, da bisher nicht abschätzbar ist, ob sich eine vorgesehene Nutzung tatsächlich erzielen lässt. Zwar lassen sich im Prinzip die Verwendung für Papier- und Zellstoffprodukte vom hochwertigen Möbelmarkt recht gut über die Baumarten unterscheiden (Nadel- versus Edelhölzer), ist das für die Nutzung als Bauholz nicht der Fall. Auch können bisher Substitutionseffekte nicht über Indikatoren gefasst werden.

¹¹ Das Risiko des Schädlingsbefalls, das im Hinblick auf Kohlenstoffanreicherung (bzw. -freisetzung) insbesondere in forstwirtschaftlichen Monokulturen groß ist, ist entweder durch nachhaltig bewirtschaftete Mischwälder oder durch den gezielten Einsatz von Pestiziden verringerbare; so lässt sich auch eine baldige Freisetzung des festgelegten Kohlenstoffs verhindern.

die ebenfalls zu einem Kohlenstoffverlust führen können (vgl. Loft/Schramm 2011b).

2.6 Wesentliche Unterschiede zu technischen Projekten

Wenn ein Vergleich von Waldprojekten mit technischen Projekten durchgeführt werden soll, sind zunächst die Unterschiede zwischen biologischen und technischen Kompensationsprojekten zu bedenken, die großteils auf den Besonderheiten der biologischen Projekte beruhen.

2.6.1 Zusätzlichkeit und Referenzszenario

Jede Ermittlung der Zusätzlichkeit von Kompensationsprojekten, gleich welchen Typs, setzt Vorhersagen über den hypothetischen Verlauf eines Emissionsreferenzniveaus voraus. Derartige Zukunftsprojektionen sind mit hohen Unsicherheiten verbunden. Für alle im Rahmen des Kyoto-Protokolls durchgeführten CDM-Projekte hat der UNFCCC CDM Executive Board einen Ansatz entwickelt, der ein schrittweises Vorgehen für den Nachweis der Zusätzlichkeit vorsieht. Demnach sollen zunächst Alternativen zu der geplanten Projektaktivität identifiziert werden. Dem folgt eine Investitionsanalyse in der nachgewiesen werden soll, dass das geplante Projekt nicht die finanziell attraktivste oder machbarste Variante ist. Anschließend ist zu prüfen, ob der Projektumsetzung sonstige Barrieren entgegenstehen. Abschließend ist ein Vergleich mit der vorherrschenden Praxis durchzuführen (UNFCCC 2008). In den vergangenen Jahren wurde eine Vielzahl an spezifischen Methoden zum Nachweis der Zusätzlichkeit für die unterschiedlichen Projekttypen entwickelt.¹² Da sich bezüglich des konkreten Zusätzlichkeitsnachweises schon technische Klimaschutzprojekte wesentlich unterscheiden und eine detaillierte Gegenüberstellung der verschiedenen Projekttypen den Umfang dieses Papiers bei weitem übersteigen würden, wird im Folgenden lediglich auf die Besonderheiten des Zusätzlichkeitsnachweises von REDD+ Aktivitäten näher eingegangen.

In der Diskussion um die Ausgangswerte und die Bestimmung der Zusätzlichkeit wird zunächst das Problem diskutiert, auf welcher Ebene die Ausgangswerte zu bestimmen und die Emissionsgutschriften zu erteilen sind. In Betracht kommt die (lokale) Projektebene sowie die regionale oder nationale Ebene (Skutsch et al. 2007). Die derzeitigen Regelungen des

verpflichtenden Marktes zu Aufforstungsprojekten und die Standards des freiwilligen Marktes sehen eine Bestimmung der Ausgangswerte auf Projektebene vor. Sie werden anhand der Summe der Änderungen an Kohlenstoffbeständen innerhalb der Projektgrenzen ermittelt, beispielsweise durch den Rückkauf von Rodungskonzessionen. Ein solcher Ansatz erscheint für die Berechnung von Emissionen aus Entwaldungen jedoch nur schwer zu realisieren. Dagegen spricht vor allem der Verlagerungseffekt (siehe 2.6.3). So könnten Waldflächen zwar innerhalb der Projektgrenzen erhalten, jedoch an anderer Stelle verstärkt abgeholzt werden, so dass es auf regionaler oder nationaler Ebene zu keiner Verminderung der Entwaldungsrate kommt, auf (lokaler) Projektebene aber Emissionsgutschriften erteilt würden. Große Unterstützung findet daher der Vorschlag, nationale Ausgangswerte zu bestimmen, da dies mit geringeren Unsicherheiten verbunden ist als auf Projektebene. Da in einigen Entwicklungsländern jedoch kaum flächendeckende Informationen über Entwaldungsraten existieren und es Schwierigkeiten gäbe, private Investoren für die Entwicklung lokaler Projekte zu gewinnen, wird die Möglichkeit der Etablierung eines sog. *Nested Approach* in Erwägung gezogen (Olander et al. 2011). Dieser Ansatz kombiniert ein nationales mit einem sub-nationalen System, in dem die Entwaldungsraten auf nationaler Ebene erfasst werden, die Emissionsgutschriften jedoch für einzelne Projekte erteilt werden. Die auf Projektebene generierten Emissionsreduktionen sollen demnach konservativ berechnet werden und von den Gutschriften abgezogen werden, die dem gesamten Staat zustehen. Als großer Vorteil eines solchen *Nested Approach* gilt, dass er eine Möglichkeit der Beteiligung des Privatsektors auf Projektebene schafft und gleichzeitig die nationale Erfassung der Entwaldungsraten zulässt (Angelsen et al. 2008).

Wie der hierzu erforderliche Ausgangswert genau festgelegt werden soll, ist noch umstritten. Es wird vorgeschlagen, die historischen Entwaldungsraten auf nationaler oder regionaler Ebene als Grundlage für die Ermittlung von Ausgangswerten heranzuziehen. Dem wird entgegengehalten, dass es z.T. große Lücken in der Datenlage über historische Entwaldungsraten gebe. Des Weiteren wird gegen Szenarien, die allein auf historischen Entwaldungsraten basieren, hervorgebracht, dass diese nur bedingt eine Prognose für die zukünftige Entwicklung der Entwaldung zuließen – was jedoch auch im Hinblick auf technische Projekte gilt, da es schwierig ist, technologische Entwicklungen genau vorherzusehen. So müsse ein Staat oder eine Region, die in der Vergangenheit stets eine hohe Entwaldungsrate hatte, die Entwaldung spätestens dann bremsen, wenn die Waldfläche so stark dezimiert sei,

¹² Nach Umamheshwara/Michelowa 2006 gab es schon zur Zeit der Veröffentlichung allein 54 Methoden für Energieeffizienzprojekte; für Waldprojekte siehe die Übersichtstabelle bei Held et al. 2010. Vgl. Kollmuss et al. 2008.

dass nicht mehr genug Waldfläche vorhanden sei, um in entsprechender Rate weiter zu entwalden. Andererseits könne ein Staat oder eine Region, die zwar bisher eine geringe Entwaldungsrate hatte und daher über große natürliche Waldflächen verfüge, ihre Entwaldungsrate dramatisch erhöhen, wenn es den entsprechenden politischen Willen hierfür gäbe. Es wird daher vertreten, zur Bestimmung des Referenzszenarios, als Korrektiv zur historischen Entwaldungsrate die sog. Forest Transition Theory heranzuziehen. Der FT zufolge haben walddreiche Staaten zunächst eine geringe bis moderate Entwaldungsrate, die sich dann dramatisch steigert, bis realisiert werde, dass nur noch begrenzte forstwirtschaftliche Ressourcen zur Verfügung stünden. Das habe dann das Abschwächen der Entwaldung und eine Erholung der Waldbestände zur Folge (vgl. Angelsen 2008). Die historischen Entwaldungsraten hätten demnach nur begrenzten Aussagewert für zukünftige Entwicklungen der Entwaldungsrate, da sich diese nach der Entwicklungsstufe der FT bestimme (Abb. 1).

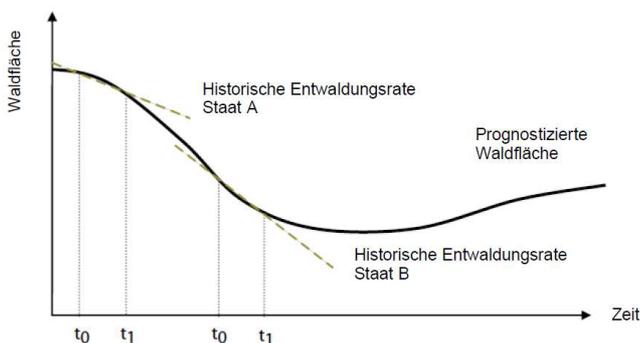


Abbildung 1: Referenzszenariobestimmung anhand der FT (Quelle: Nach Angelsen 2008)

2.6.2 Dauerhaftigkeit der Kohlenstoffspeicherung

Während Störungsereignisse wie z.B. Waldbrände bestehende biologische Kohlenstoffspeicher vernichten und damit die Kohlenstoffsequestrierung mehrerer Jahrzehnte rückgängig machen können,¹³ führt die Zerstörung technischer Anlagen zwar zum Verlust getätigter Investitionsmittel; ihre in der Vergangenheit erzielte Klimaschutzleistung bleibt in den meisten Fällen jedoch bestehen. Je nach Art der Zerstörung und des jeweiligen Projektes reduziert sich die Leistungs-

¹³ Es ist von der Baumart abhängig, ob tatsächlich der eingelagerte Kohlenstoff bei einem Brand vernichtet wird; so schützt bspw. bei der Kanarenkiefer (*Pinus canariensis*) die Borke das Kernholz der Bäume; die Bäume wachsen nach einem Brand zudem weiter (wenn auch mit einer verminderten Leistung). Ähnlich schützen sich auch weitere Baumarten, etwa der Riesenmammutbaum (*Sequoiadendron giganteum*) und der Küstenmammutbaum (*Sequoia sempervirens*) vor Waldbränden (vgl. Climent et al. 2004, Moretti/Conedera 2007).

fähigkeit der Anlage bis hin zum Totalausfall.¹⁴ Es hängt von der Art des Waldprojektes ab, ob nach einem Brandereignis, beispielsweise durch eine Naturverjüngung, wieder ohne finanziellen Aufwand ein Wald entsteht, der Kohlenstoff einlagern und somit zur Kompensation der Kohlendioxid-Emissionen beitragen kann. Ein technisches Projekt hat eine solche Fähigkeit zu einer Wiederherstellung aus sich heraus jedoch auf keinen Fall.

Die Dauerhaftigkeit der Kohlenstoffspeicherung lässt sich in Waldprojekten durch zahlreiche Management-Maßnahmen verbessern. Diese lassen sich über die gleichen Indikatoren erfassen wie das Risiko einer Vernichtung des Kohlenstofflagers (z.B. über Versicherungsstatistiken).

2.6.3 Verlagerungseffekte

Unter Verlagerungseffekt wird die Problematik verstanden, dass Emissionsminderungsmaßnahmen oder die Erhöhung der Senkenleistung zwar an einem Ort durchgeführt werden (wie z.B. eine Aufforstungsmaßnahme), dafür jedoch an einem anderen Ort größere Mengen an THG emittiert werden, etwa weil dort dann mehr Holz geerntet wird, es also mithin nur zu einer Verlagerung der Emissionen kommt.

Das Risiko von Verlagerungseffekten existiert zwar bei allen Maßnahmen zur Reduzierung von Emissionen (Schwarze et al. 2002), ist aber bei Waldprojekten besonders ausgeprägt, da das Land, auf dem Wälder wieder aufgeforstet oder Waldflächen erhalten werden, nicht für andere Bewirtschaftungsformen genutzt werden kann, also hohe Opportunitätskosten entstehen können. Die Problematik des Verlagerungseffektes ist besonders dann von Bedeutung, wenn Waldprojekte auf sub-nationaler bzw. Projektebene etabliert werden. Da für Entwicklungsländer bisher keine Emissionsreduktionspflichten bestehen, haben durchgeführte Entwaldungsmaßnahmen außerhalb der Projektfläche keine Auswirkungen auf die Berechnung der Emissionsreduktionen; es besteht daher von Seiten des Staates auch nur ein geringer Anreiz, Verlagerungseffekte zu vermeiden. Es könnten also Emissionsgutschriften erteilt werden, obwohl wenige Kilometer entfernt von der zertifizierten Projektfläche durch Rodung oder sonstige Landnutzungsänderungen Emissionen entstehen. Daher wurde schon im Hinblick auf die projektbasierten CDM-Maßnahmen (Aufforstung und Wieder-aufforstung) an Ansätzen gearbeitet, mit denen der Verlagerungseffekt verhindert bzw. bei der Projektplanung entsprechend berücksichtigt werden kann. So

¹⁴ Allerdings kann ein technisches Projekt nach vergleichbarer Störung relativ rasch mit Reparaturmaßnahmen repariert bzw. erneuert und evtl. mit noch effizienter Technik ersetzt werden.

muss bei der Projektverifizierung ein Nachweis über die weitestgehende Vermeidung von Verlagerungseffekten erbracht werden. Für die unvermeidbaren Verlagerungen von Emissionen gilt, dass diese geschätzt und dann im Zuge der Erteilung von zertifizierten Emissionsreduktionseinheiten berücksichtigt werden müssen. Auch die führenden Standards des freiwilligen Kohlenstoffmarktes haben Methoden entwickelt, das Risiko eines projektspezifischen Verlagerungseffektes zu bestimmen (siehe hierzu u.a. Held et al. 2010). So sollen beispielsweise die Nutzungsaktivitäten, die vor Durchführung des Projektes auf der Projektfläche erfolgten, berücksichtigt werden; weiterhin soll in Betracht gezogen werden wie viel angrenzende Flächen für alternative Nutzungsformen potentiell bereitstehen (Pearson 2005). Darüber hinaus haben vor allem solche Projekte, die eine effizientere landwirtschaftliche Nutzung der angrenzenden Flächen mit berücksichtigen und ein regelmäßiges Monitoring vorsehen, großes Potential zur Minderung des Verlagerungseffektes. Als weitere mögliche Maßnahmen wird u.a. vorgeschlagen ähnlich dem oben skizzierten *Nested Approach* für REDD+ Maßnahmen, auch für Aufforstungs- und Wiederaufforstungsprojekte die Berechnungsgrundlage auf die nationale Ebene auszuweiten (Jenkins et al. 2009).

2.6.4 Monitoring, Berichterstattung und Verifizierung

Sowohl im regulierten als auch im freiwilligen Kohlenstoffmarkt ist es obligatorisch, dass die Minderungen von Treibhausgasemissionen bzw. zur Erhöhung der Senkenfunktion messbar, meldepflichtig und verifizierbar sind (*measurable, reportable, verifiable* MRV). Dies ist die Voraussetzung für den Handel mit Emissionszertifikaten, da diese erst durch ein sorgfältig durchgeführtes MRV-Verfahren genau quantifiziert werden können.

Für technische wie auch Waldprojekte bestehen spezielle MRV-Vorschriften. Zur Berechnung oder Messung von Emissionsminderungen, die durch technische Projekte erzielt werden, gibt es verschiedene Standardmethoden. So wird bei einem technischen Projekt zur Reduzierung von Emissionen durch den Einsatz von Energieeffizienzmaßnahmen, Brennstoffwechsel oder den Einsatz erneuerbarer Energien beispielsweise der Energieverbrauch der Anlage verglichen, die nach dem Referenzszenario zum Einsatz gekommen wäre, multipliziert mit dem Emissionsfaktor des substituierten/eingesparten Energieträgers.

Im MRV von Waldprojekten wird in der Regel auf eine Kombination von Fernerkundungsmethoden und Feldstudien zurückgegriffen, teilweise ergänzt um aus der Forstwirtschaft stammende Modellbetrachtungen. Mit Hilfe der Fernerkundungsdaten soll eine Veränderung der Waldfläche festgestellt werden. Die stichpro-

benartige Erfassung der vorhandenen Baumarten und des Alters der Bestände dienen dazu, Kohlenstoffinventare von Wäldern zu erstellen und spätere Veränderungen in der Biomasse dann aufgrund der Veränderung der Fläche berechnen zu können. Vor allem die Anwendung verfügbarer Technologien zur Fernerkundung war bisher sehr kostenaufwendig, haben sich jedoch in den vergangenen Jahren aufgrund des technologischen Fortschritts sowohl hinsichtlich der Präzision der generierbaren Daten als auch im Hinblick auf die Kosten stark verbessert (Smukler/Palm 2009). So sind beispielsweise Landsat-Satellitenaufnahmen (mit einer Auflösung von 30x30m) mittlerweile frei zugänglich. Technologien für noch höhere Auflösungen, die insbesondere zum MRV von kleineren Projekten genutzt werden könnten, stehen mit den Plattformen IKONOS und Quickbird zwar zur Verfügung, doch sind diese Aufnahmen noch sehr teuer. Eine Verwendung dieser Aufnahmen würde die Transaktionskosten eines Waldprojektes derzeit noch soweit erhöhen, dass die Durchführung unrentabel erscheint. Die Forschung an Technologien zur besseren Erfassung von Biomasse in der Vegetation schreitet weiter voran. Insbesondere mit Radar basierten und „Light Detection and Ranging“ (LiDAR)-Methoden wird große Hoffnung verbunden, sehr präzise feststellen zu können, wie viel Kohlenstoff in der terrestrischen Biomasse gebunden ist (Smukler/Palm 2009).¹⁵

3 Ökologischer Nutzen

Die Leistungen der Kompensationsprojekte im Hinblick auf die Kohlenstoffaufnahme und den Schutz von bestehenden Kohlenstoffspeichern sind nur ein Aspekt ihres ökologischen Nutzens. Die in den Projekten aufgebauten bzw. erhaltenen Wälder haben noch weitere ökologische Nutzen für die lokalen Gemeinschaften bzw. die Volkswirtschaften.

3.1 Biodiversität

Die Wälder der Welt sind der bedeutendste terrestrische Ökosystemtyp im Hinblick auf das Klima und die biologische Vielfalt. Die Wälder der tropischen, subtropischen, gemäßigten und borealen Klimazone bieten ein so unterschiedliches Spektrum an Lebensräumen für Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen wie kein anderer Landökosystemtyp. Zudem sind die Urwälder der Tropen regelmäßig Hotspots der Biodiversität.¹⁶

¹⁵ Für eine detaillierte Darstellung der verfügbaren Methoden zu MRV von Waldprojekten siehe Herold et al. (2010).

¹⁶ Tropische Wälder bedecken derzeit etwa 6% der globalen Landfläche. Drei Viertel ihrer Fläche konzentriert sich auf die Terri-

Die Biodiversität umfasst die Vielfalt der unterschiedlichen biologischen Arten und die Variabilität innerhalb dieser Arten aber auch die Vielfalt der Ökosysteme. Die Biodiversität natürlicher und naturnaher Wälder wird von vielen lokalen Gemeinschaften (indigene oder traditionell lebende Ethnien) behutsam genutzt und hat für deren Alltag nicht nur wichtige wirtschaftliche, sondern zugleich soziale und kulturelle Funktionen (vgl. 4). Die biologische Mannigfaltigkeit wird auch als die ökologische und die sozio-ökonomische „Lebensversicherung“ eines Waldes angesehen: Denn Vielfalt an Arten und Genotypen erleichtert die Resilienz¹⁷ der Waldökosysteme und führt damit zu einer Verminderung der möglichen Risiken: Eine dem jeweiligen Waldtyp spezifische Biodiversität erhöht die Chance, dass Herausforderungen (auch für den Kohlenstoffspeicher des Waldes) wie Brände oder Insektenkalamitäten gut überstanden werden und die Anpassungen an bevorstehende Umweltveränderungen wie beispielsweise den Klimawandel gelingen. Wälder mit hoher Strukturvielfalt und großem Artenreichtum sind in der Regel besser als forstliche Monokulturen in der Lage, die Permanenz eines Kohlenstofflagers zu erfüllen (vgl. Loft/Schramm 2011b).

Biodiversität lässt sich mit unterschiedlichen Zugängen und Parametern erfassen. Die wichtigsten werden in den folgenden Abschnitten kurz dargestellt.

3.1.1 Arten-Indizes

Der traditionelle Weg zur Erfassung der biologischen Vielfalt ist es, vor Ort in aufwändiger Weise Bestandsaufnahmen von biologischen Arten vorzulegen und diese hinsichtlich ihrer Diversität auszuwerten. Dabei wird sich häufig auf besonders auffällige Arten (z.B. Vögel, Gefäßpflanzen) beschränkt; diese Perspektivverengung kann aber dazu führen, dass ökologisch-funktional und auch zahlenmäßig wichtige Gruppen nicht betrachtet werden (z.B. die Insekten in den Baumkronen oder die Bodenorganismen). Dennoch ist dieser Weg bisher „state of the art“; ethno-ökologische Methoden erlauben auch, das Wissen der lokalen Gemeinschaften um diese Vielfalt aufzunehmen.

torien von nur acht Staaten: Brasilien, Demokratische Republik Kongo, Indonesien, Peru, Guayana, Neu-Guinea, Venezuela und Kolumbien. Nach dem heutigen Kenntnisstand beherbergen sie mehr als der Hälfte der bekannten Arten, sie sind Lebensraum von etwa 10–30 Millionen Tier- und Pflanzenarten. Ihre Struktur und Dynamik ist von menschlichen Einflüssen verschont geblieben und wird allein von natürlichen Faktoren bestimmt. Die Vielfalt, die sich daraus entwickelt hat, wird weder in „naturnahen“ noch in bewirtschafteten Wäldern erreicht. (Vgl. Loft 2009: 158)

¹⁷ Resilienz beschreibt die Toleranz gegenüber Störungen bzw. die Elastizität, wieder einen funktionierenden Zustand des Systems zu erreichen.

Für die Auswertung kann auf bewährte allgemeine Indices (z.B. Shannon-Index, Evenness-Index, Simpson-Index), aber auch auf Betrachtungen der Artenfrequenz zurückgegriffen werden (vgl. Choudhury et al. 2004).

3.1.2 Strukturvielfalt-Indikatoren

Wälder können auch nach der Vielfalt der in ihnen enthaltenen Lebensräume inventarisiert und bewertet werden (z.B. Tot- und Altholzanteile, weitere Habitatstrukturen z.B. Lichtungen, Bachsäume usw.). Dies kann teilweise durch Fernerkundungsmethoden unterstützt werden, bei vereinfachter Durchführung wohl auch unter Verzicht auf Geländearbeiten. Hierfür stehen auch weitere Methoden zur Analyse der Strukturdiversität (z.B. Durchmischungsindex, Aggregationsindex, Segregationsindex, Winkelmaßindex) zur Verfügung (vgl. Choudhury et al. 2004).

Allerdings ist es für die Erfassung von biologischen Regulationsleistungen des Waldprojektes, die den Einsatz von Pestiziden weitgehend vermindern oder sogar überflüssig machen können, erforderlich, die entsprechenden Strukturen im Gelände aufzunehmen.

3.1.3 Molekulare Marker

Künftig können auch molekulargenetische Methoden wie das DNA-Barcoding¹⁸ wichtig werden, um ein Biodiversitäts-Screening für Waldprojekte durchzuführen. Eine entsprechende Probenaufbereitung bietet sich insbesondere dann an, wenn in Gen-Banken ausreichend DNA-Barcodes der in den entsprechenden Ökosystemen lebenden Organismen vorliegen, so dass eine einfache Identifizierung dieser Arten möglich ist. Dieser derzeit noch unübliche Weg bietet sich insbesondere dann an, wenn es sich um Wälder handelt, für die keine oder nur eine ungenügende biologische Inventarisierung vorliegt. Auch auf diese Weise können künftig Verbesserungen und Verschlechterungen der *Biodi-*

¹⁸ Diese molekulargenetische Bestimmungsmethode ermöglicht Art- und Verwandtschaftsbestimmungen im Schnelldurchgang (ohne Analysen durch Taxonomen). Sie beruht auf der DNA, dem Erbgut hier unbekannter Lebewesen mit seinem spezifischen Gencode. Bei dem sich an die biochemische Analyse anschließenden Auswertungsschritt wird angenommen, dass Organismen umso enger verwandt sind, je ähnlicher der Code ist. Vereinfachend wird nicht die gesamte DNA analysiert. Anders als bisherige DNA-basierte Methoden zur Bestimmung verschiedener Arten beruht die neue Methode auf exakt definierten, diskreten Unterschieden in der DNA-Sequenzen, die Verwandtschaftsverhältnisse besonders gut widerspiegeln, den so genannten Markern oder tags. Der so ermittelte genetische „Barcode“ wird dann bioinformatisch mit dem Bestand der bestehenden DNA-Datenbanken verglichen. Er erlaubt nicht nur Aussagen über das Vorhandensein bekannter Arten, sondern auch Abschätzung über das Vorhandensein bisher noch nicht beschriebener Arten (vgl. Brede/Steinke 2006).

versitäts-Situation ohne aufwändige Geländearbeit erfasst werden.

Auch für die Identifizierung unterschiedlicher Genotypen (zunächst insbesondere von Wirtschaftsbäumen, z.B. der Douglasie oder der Rotbuche) muss auf molekularbiologische Arbeitsmethoden zurückgegriffen werden.

3.2 Ökosystemdienstleistungen

Im Folgenden werden Indikatoren für wichtige Ökosystemdienstleistungen von Wäldern dargestellt. Weiterhin wird auf den in der Debatte um Ökosystemdienstleistungen bisher vernachlässigten Stickstoffkreislauf eingegangen und darüber hinaus die sich bei der Umsetzung von Wald-Kompensationsprojekten möglicherweise ergebenden Trade-offs in der Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen skizziert.

3.2.1 Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen
Die Kohlenstoffsequestrierung und -speicherung durch Wälder, die Bereitstellung von Holz und die Habitatfunktion für Biodiversität sind nur einige von vielen Nutzenstiftungen, die das Ökosystem Wald den Menschen bereitstellt. Weitere sog. Ökosystemdienstleistungen sind z.B. Bodenbildung, Sauerstoffproduktion, Luft- und Wasserfiltrierung, Wasseranreicherung, Lawinen- und Erosionsschutz, Erholungsleistungen (z.B. eines Waldspaziergangs) oder kulturell-ästhetische Leistungen (siehe Tab. 1). In der aktuellen Forschung zu Ökosystemdienstleistungen sind insbesondere die Fragen nach geeigneten Indikatoren von Bedeutung. Zum einen zur Beschreibung dessen, was ein Ökosystem an Dienstleistungen im gegebenen Nutzungszustand bereitstellt und zum anderen, was es potentiell bei nachhaltiger Bewirtschaftung bereitstellen kann. In Tabelle 1 sind Vorschläge für Indikatoren zusammengetragen, die in der Literatur diskutiert werden. Insbesondere bei den Indikatoren für die kulturellen Ökosystemdienstleistungen zeigt sich, dass es weiteren Forschungsbedarf gibt.

Tabelle 1: Waldökosystemdienstleistung

(Quelle: nach de Groot et al. 2010, de Groot/van der Meer, TEEB 2010; verändert und ergänzt)

| Dienstleistungen | Ökologische Prozesse und/oder Komponente, die die Dienstleistung bereitstellt (oder ihre Verfügbarkeit beeinflusst) | Beispiele | Zustandsindikatoren (Wie viel liegt vor?) | Leistungsindikatoren (Wie viel kann auf nachhaltige Weise genutzt/zur Verfügung gestellt werden?) |
|---|--|---|---|---|
| Versorgungsleistungen | | | | |
| Nahrung | Verfügbarkeit von verzehrbaren Pflanzen und Tieren | Durch die Jagd auf wildlebende Tiere oder Sammeln von Pflanzen | Gesamter/durchschnittlicher Bestand (in kg/ha) | Netto Produktivität (in kcal/ha/Jahr oder anderer Einheit) |
| Wasser | Verfügbarkeit von Wasserreserven | | Wassermenge (m ³ /ha) | Max. nachhaltige Wasserextraktion (m ³ /ha/Jahr) |
| Holz, Faser- und Brennstoff & andere Rohmaterialien | Verfügbarkeit von Arten oder abiotischen Komponenten mit potentiell Nutzen für Holz, Brennstoff oder Rohmaterialien | Holz, Faserstoff und Feuerholz, Biotreibstoffe | Biomasse in (kg/ha) | Netto Produktivität (kg/ha/Jahr) |
| Genetisches Material | Verfügbarkeit von Arten mit (potentiell) nützlichem genetischen Material | Verwendung von Genen und genetischen Informationen zur Tier- und Pflanzenzucht und Biotechnologie | Wert der Genbank (Anzahl and Spezies oder Subspezies) | Maximaler nachhaltiger Ertrag |
| Biochemische Produkte und medizinische Ressourcen | Verfügbarkeit von Arten oder abiotischen Komponenten mit potentiell nützlichen Chemikalien und/oder medizinischem Nutzen | Biozide, Lebensmittel-Zusatzstoffe, Medikamente, Modell, Werkzeuge | Menge an Substanzen, die extrahiert werden können (kg/ha) | Maximaler nachhaltiger Ertrag (in Einheit Masse/ Bereich/Zeit oder anderer Einheit) |
| Zier-Arten und/oder Ressourcen | Verfügbarkeit von Arten oder abiotischen Ressourcen mit Ziernutzen | Verwendung von wildlebenden Tieren in der Mode, Handwerk, Schmuck, Souvenirs | Biomasse (kg/ha) | Maximaler nachhaltiger Ertrag |

| Regulierende Dienstleistungen | | | | |
|---|---|--|--|---|
| Regulierung der Luftqualität | Kapazität von Ökosystemen, der Atmosphäre Aerosol und Chemikalien zu entziehen | Einschluss von Staubpartikeln, NO _x Fixierung | Blattflächenindex, NO _x Bindung | „Entzogene“ Menge Aerosol, Staubpartikel und anderer Chemikalien – Auswirkung auf die Luftqualität |
| Klimaregulierung | Einfluss von Ökosystemen auf lokales und globales Klima durch Landbedeckung und biologisch vermittelte Prozesse | Kohlenstoffaufnahme und -bindung | Kohlenstoffbilanz | Gebundene und/oder emittierte Menge Treibhausgas – Auswirkung auf Klimaparameter |
| Naturgefahrenminderung | Rolle von Wäldern bei der Minderung von Extremereignissen (z.B. Schutz gegen Fluten) | Reduzierung von Schäden durch Stürme und Fluten | z.B. Pufferfunktion Wasserspeicherkapazität (m ³) | Verhinderte Infrastrukturschäden und verringerte Risiken |
| Wasserregulierung | Rolle von Wäldern in der graduellen Ein- und Ausführung von Wasser | Dämpfung von extremen Abflüssen von Regenwasser und aus Flüssen | Wasserrückhaltekapazität von Böden, o.ä. | Menge des zurückgehaltenen Wassers und Einfluss auf hydrologisches Regime (z.B. Bewässerung) |
| Stoffabbau | Rolle von Biota und abiotischen Prozessen bei der Entfernung von/oder Zusammenbruch von organischen Stoffen, xenische Nährstoffe und Verbindungen | Filtern von Regen- und Abflusswasser | Denitrifizierung (kg/N/ha/y) Pufferung bzw. Abbau in Pflanzen und Böden | Max. Menge an Chemikalien, die auf nachhaltiger Basis abgebaut bzw. wieder in den Stoffkreislauf eingeführt werden können |
| Erosionsschutz | Rolle von Vegetation und Biota in der Bodenverstärkung | Bodenverstärkung und Prävention von Erdbeben/Verlandung | Pflanzendecke „Wurzelmatrix“ | Menge des erhaltenen Bodens und Sediments |
| Bodenbildung und -regenerierung | Rolle von natürlichen Prozessen in der Bodenbildung und -regenerierung | | z.B. Bioturbation | Menge des erzeugten/regenerierten Humus pro ha/Jahr |
| Bestäubung | Menge und Effektivität von Bestäubern | Lebensraum für Bestäuber von Feldfrüchten und wildwachsenden Pflanzen | Anzahl und Auswirkung bestäubender Arten | Abhängigkeit der Feldfrüchte von natürlicher Bestäubung |
| Biologische Regulierung | Schädlingsbekämpfung durch biotische Interaktionen | Reduzierung/Prävention von Pflanzen-, Tier- und/oder menschlichen Krankheiten durch die Bereitstellung von Barrieren oder Lebensräumen für regulierende Vektoren | Anzahl und Auswirkung biologisch regulierender Arten | Reduzierung von Pflanzen-, Tier- oder Humankrankheiten und Befall mit Schadorganismen etc. |
| Unterstützende Dienstleistungen | | | | |
| Lebenszyklus-Instandhaltung, insbesondere Habitat für Naturverjüngung und Baumschulen | Ökosysteme mit Lebensraum für Anzucht, Ernährung und Erholung | Bereitstellung von Lebensraum zur Reproduktion von Arten mit kommerziellem Wert | Anzahl transienter Arten und Individuen (vor allem solcher mit hohem kommerziellem Wert) | Abhängigkeit anderer Ökosysteme (oder „Wirtschaften“) von Naturverjüngungsdienstleistungen |
| Schutz des Genpools | Erhalt des ökologischen Gleichgewichts und des evolutionären Prozesses | Bereitstellung von Lebensraum für ansässige Pflanzen und Tiere sowie wandernde Arten; tragen damit zur Biodiversität und evolutionären Prozessen bei | Natürliche Biodiversität (z.B. Anzahl endemischer Arten) Habitat Integrität (kritische Fläche) | „Ökologischer Wert“ ¹⁹ (d.h. Unterschied zwischen tatsächlichem und potentielltem Biodiversitätswert) |

¹⁹ Der ökologische Wert drückt aus, wie anfällig die Strukturen und Prozesse eines Ökosystems für Störungen sind.

| Kulturelle Dienstleistungen | | | | |
|---|---|--|--|---|
| Ästhetische Informationen | Ästhetische Qualität von Landschaft, basierend auf struktureller Vielfalt, „Grün“, Ruhe | Genuss der Szenerie eines Waldes | Anzahl/Fläche von Landschaftseigenschaften mit ästhetischem Wert für Kunst und Kunsthandwerk | Angeführter ästhetischer Wert, z.B. Anzahl von Häusern, die an den Waldgrenzen; Anzahl „Panoramastrecken“ |
| Möglichkeit zur Erholung & Tourismus | Landschaftseigenschaften, interessante wildlebende Tiere | Naherholungspotential eines durch Wege erschlossenen Waldes | | Maximale nachhaltige Anzahl von Menschen und Einrichtungen; Tatsächliche Nutzung |
| Inspiration für Kultur, Kunst & Design | Landschaftseigenschaften oder Arten mit ästhetischem Wert für Kunst und Kunsthandwerk | | | Anzahl von Büchern, Gemälden etc., die das Ökosystem als Inspiration nutzen |
| Kulturerbe & Identität | Kulturell wichtige Landschaftseigenschaften oder Arten | Wertschätzung des Naturerbes oder besonderer Naturdenkmale und Waldteile | Anzahl/Fläche von kulturell wichtiger Landschaftseigenschaften oder Arten | Anzahl von Menschen, die Wälder als Kulturerbe und Identität „nutzen“ |
| Spirituelle & religiöse Inspiration | Landschaftseigenschaften oder Arten mit spirituellem und religiösem Wert | Viele Individuen und Religionen belegen den Wald mit spirituellem Wert | Anzahl/Fläche von Landschaftseigenschaften oder Arten mit spirituellem und religiösem Wert | Anzahl der Menschen, die dem Ökosystem spirituelle oder religiöse Bedeutung beimessen |
| Kognitive Informationen/ Bildung & Wissenschaft | Eigenschaften mit besonderem wissenschaftlichen oder Bildungswert/Interesse | Formelle und informelle Bildung in Naturkunde; Ökosysteme inkl. Wälder beeinflussen die Wissenssysteme in verschiedenen Kulturen | Anzahl/Fläche von Landschaftseigenschaften mit besonderem wissenschaftlichen oder Bildungswert/Interesse | Anzahl von Klassen zu Besuch; Anzahl wissenschaftlicher Studien etc. |

3.2.2 Stickstoffkreislauf

Wälder spielen nicht nur im Kohlenstoffkreislauf eine wichtige Funktion, sondern auch in weiteren natürlichen Stoffkreisläufen. Insbesondere im Stickstoffkreislauf ist die Pufferkapazität der Wälder hervorzuheben. Auch diese kann als eine Ökosystemdienstleistung aufgefasst werden ebenso wie die Verkopplung unterschiedlicher Stoffkreisläufe. In der gängigen Literatur zu den Ökosystemdienstleistungen werden diese Sachverhalte nicht dargestellt. Vielmehr wird dort der Kohlenstoffkreislauf betont, der sowohl hinsichtlich der Umwandlung von Kohlendioxid in Kohlenhydrate und Holz aber auch hinsichtlich der Speicherung von organischem Kohlenstoff im Boden in hohem Maße vom Stickstoffkreislauf abhängig ist.

Der Stickstoffaustrag aus naturnahen unbeeinflussten Wäldern ist sehr gering. Von Natur aus ist der Stickstoff ein Mangelfaktor in den Wäldern und wird daher als wertvoller Pflanzennährstoff innerhalb des Ökosystems im Kreislauf geführt. In den Wäldern der gemäßigten Zone (z.B. im Klever Reichswald) nehmen die Bäume zwischen 50 kg/ha (wuchsschwache Kieferbestände) und 100 kg/ha (wuchsstärke Buchen- und Douglasienbestände) auf (Asche et al. 2007). Waldökosysteme können daher anthropogene

Stickstoffemissionen aus der industriellen Produktion, der Landwirtschaft und dem Verkehr aufnehmen, die über die Atmosphäre in die Wälder verfrachtet werden. Diese Senkenfunktion der Wälder ist allerdings nicht unbegrenzt: Wenn die Waldböden ausreichend Stickstoff aufgenommen haben, können sie diesen nicht weiter speichern, sondern geben ihn wieder ab.

Nach 150 Jahren Industriegeschichte ist vielerorts die Senkenfunktion erschöpft, da die Wälder durch erhöhte Stickstoffeinträge aus Landwirtschaft und Industriegebieten belastet werden und eine fortschreitende Stickstoffsättigung erreicht ist; daher wandelt sich der Stoffhaushalt der Wälder, die zu Stickstoffquellen werden. Bei einer Stickstoffsättigung sind nennenswerte Stickstoffemissionen aus Waldböden möglich: Die Stickstoffemissionen aus europäischen Wäldern betragen bereits im Jahr 2000 durchschnittlich 219 kt Stickstoff in Form von NO und 117 kt Stickstoff in Form von N₂O. Damit ist die Größenordnung erheblich (sie liegt bei einem Fünftel der geschätzten landwirtschaftlichen Emissionen). Allerdings emittieren Waldbestände mit geringen Stickstoffeinträgen, z.B. in Finnland, nur sehr ge-

ringe Mengen an Stickoxiden (vgl. Loft/Schramm 2011b).

Aus dem Bodenspeicher kann Stickstoff auch bei bestimmten Managementmaßnahmen freigesetzt werden. So ist bekannt, dass die Nitratkonzentration im Bodenwasser unter der Durchwurzelungszone nach Kahllieben regelmäßig ansteigt. Auf Kahlschläge ist also zu verzichten, wenn die Wälder ihre Senkenfunktion im Stickstoffkreislauf wahrnehmen sollen. Weil der Stickstoff mit der Holznutzung aus dem Wald exportiert wird, lässt sich bei intensivierten Biomassenutzungen die Senkenfunktion nur dann erhöhen, wenn ein hoher Anteil an langfristigen Holznutzungen erreicht werden kann (vgl. Loft/Schramm 2011b).

Generell sind in Europa die NO-Emissionen aus Böden von Nadelwäldern höher als die aus den Böden von Laubwäldern. Diese Unterschiede werden teilweise durch den höheren Stickstoffgehalt der Kronentraufe in Nadelwäldern, teilweise durch die unterschiedlichen chemischen und physikalischen Eigenschaften der Streu sowie durch die verschiedenen Wasserverhältnisse in Nadel- und Laubwäldern erklärt. Hinsichtlich der N₂O-Emissionen ergeben sich keine eindeutigen Unterschiede zwischen verschiedenen Waldtypen (vgl. Loft/Schramm 2011b).

Bisher ist es weder möglich, die Stickstoffemissionen in die Atmosphäre, noch die Stickstoffpufferkapazität eines Waldökosystems mit einfach handhabbaren Leistungsindikatoren zu erfassen (vgl. auch Ebeling/Vallejo 2011: 15). Der Stickstoffhaushalt ist aber zumindest in den Industrieländern eine extrem wichtige Parameterfunktion, die in den dortigen Waldprojekten, beispielsweise mit Hilfe von stickstoffzeigenden Indikatorpflanzen, mitbetrachtet werden sollte.

3.2.3 Trade-offs

Zahlreiche der von Wäldern produzierten Ökosystemdienstleistungen werden gemeinsam, nach Art einer Koppelproduktion, erzeugt. Das betrifft etwa Biomasse und Kohlenstoffsequestrierung (Urquhart 2006). Aber auch die Produktion von Sauerstoff und die Bodenentwicklung sind unmittelbar mit der Photosynthese und der Kohlenstofffestlegung verknüpft. In der Forstwirtschaft sind diese Zusammenhänge bekannt; es wird berücksichtigt, dass die Erhöhung der Output-Leistung für bestimmte Dienstleistungen die Versorgung mit zahlreichen weiteren Waldökosystem-Dienstleistungen beeinträchtigen kann (de Groot/van der Meer 2010). Während und nach des Holzeinschlages nimmt beispielsweise die Kapazität eines Waldes zur Grundwasserneubildung und Wasserfiltrierung ab. Es können sich dadurch Zielkon-

flikte (Trade-offs) im Hinblick auf Bereitstellung einzelner Ökosystemdienstleistungen ergeben, etwa wenn Managementmaßnahmen darauf abzielen, eine bestimmte Ökosystemdienstleistung zu maximieren (Böttcher/Lindner 2010).

Wie bereits ausgeführt, unterscheiden sich alte, stehende Wälder von jungen Plantagen mit kurzen Umtriebszeiten im Hinblick auf ihre Kohlenstoffaufnahme (Sequestrierung, engl. *carbon sequestration*) und die Größe des bestehenden Kohlenstoffvorrats (also des über die Jahre hinweg akkumulierten Speichers, engl. *carbon storage* oder *carbon stock*). Während junge Wälder mit kurzen Umtriebszeiten mehr Kohlenstoff aus der Atmosphäre sequestrieren als alte, stehende Wälder, stellen letztgenannte Wälder den größeren biologischen Kohlenstoffspeicher dar (Böttcher/Lindner 2010, WBGU 1998). Zur Erhöhung des Klimaschutzpotentials von Waldökosystemen können verschiedene Managementmaßnahmen zur Erhöhung der Klimaschutzleistung durchgeführt werden mit jeweils unterschiedlichen Auswirkungen auf die weiteren, von Wäldern bereitgestellten Ökosystemdienstleistungen. Das eine Extrem ist der komplette Schutz alter Bestände, das andere die Errichtung von Plantagen mit kurzen Umtriebszeiten. Generell lässt sich sagen, dass stehende Primärwälder besonders hohe Artenvielfalt haben und oftmals wertvolle Habitate für verschiedene Pflanzen- und Tierarten bereitstellen, mit zunehmender Nutzungsintensität die Biodiversität jedoch abnimmt (de Groot et al. 2010, Loft/Schramm 2011b). Nach Braat et al. (2008) nimmt nicht nur die Biodiversität eines Ökosystems bei zunehmender Managementintensität ab, sondern auch regulierende, unterstützende und kulturelle Ökosystemdienstleistungen. Lediglich die versorgenden Dienstleistungen können bis zur intensiven Nutzung des Ökosystems gesteigert werden. Übertragen auf die hier behandelten Waldökosysteme bedeutet das, dass beispielsweise die Errichtung von Plantagen zwecks Erhöhung der Kohlenstoffaufnahme dazu führt, dass besonders von der Biodiversität abhängige Ökosystemleistungen wie z.B. die Habitatfunktion (im Vergleich zum früheren Waldökosystem) abnehmen, während die Versorgungsleistungen wie Bereitstellung von Holz, Faser- und Brennstoff sowie anderen Rohmaterialien zunehmen (siehe Abb. 2).

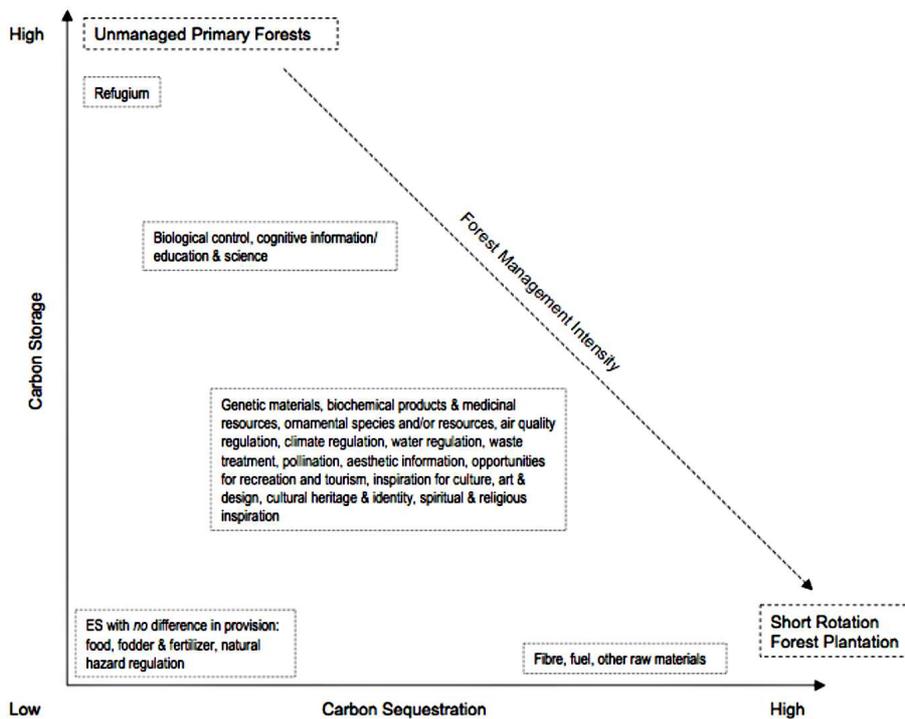


Abbildung 2: Trade-offs in der Bereitstellung verschiedener Ökosystemdienstleistungen
(Quelle: Loft 2011)

In den derzeit existierenden Kohlenstoffmärkten besteht ein ökonomischer Anreiz, die Sequestrierungsrate von Wäldern zu erhöhen. Daher werden Befürchtungen geäußert, dass dieser Anreiz zu Umwandlung von naturnahen Wäldern in Monokulturen und Plantagen führt und dabei gebietsfremde, schnell wachsende Baumarten wie beispielsweise Eukalyptus verstärkt verwendet werden (Pistorius et al. 2010). Der in Folge einer solchen Maximierung der Kohlenstoffsequestrierung und Optimierung des Ertrages an versorgenden Dienstleistungen auftretende Verlust regulierender, unterstützender und kultureller Ökosystemdienstleistungen, kann zu einem volkswirtschaftlichen Schaden führen, der größer ist als der einzelwirtschaftliche Gewinn (Pistorius et al. 2010, Farley/Costanza 2010, Loft 2009).

3.3 Zusammenfassung Indikatoren ökologischer Nutzen

Für den ökologischen Nutzen lassen sich sehr viele Indikatoren heranziehen, wie Tabelle 1 zeigt; die angemessene Auswahl wird von den regionalen Bedingungen der Projekte abhängig sein (z.B. wären bei einer konkreten Funktion als Bannwald zum Erosionsschutz oder als Wasserschutzgebiet die entsprechenden Indikatoren auf jeden Fall mit heranzuziehen). Insbesondere die Biodiversität sollte in jedem Fall berücksichtigt werden, da über sie auch die

Fähigkeit des Waldes zur biologischen Regulation von Forstschadorganismen usw. erfasst wird. Robuste Indikatoren bestehen für die Biodiversität bisher nur bei der Erfassung der Strukturvielfalt, die sich in grober Nahrung auch über einfachere Indikatoren wie die Durchmischung unterschiedlicher Baumarten, einen hohen prozentualen Anteil an Totholz und altersmäßig mehrschichtige Bestände (Dauerwald) abbilden lässt. Für eine zusätzliche Betrachtung der Stickstoffbilanz können bisher keine robusten Indikatoren empfohlen werden.

3.4 Wesentliche Unterschiede zu technischen Projekten

Angesichts der obigen Diskussion der Waldprojekte fällt auf, dass der Gold Standard für technische Projekte Aspekte wie den Life-Cycle vernachlässigt. Häufig ist der Lebenszyklus von Wäldern wesentlich länger als der von technischen Maßnahmen. Im Durchschnitt wäre bei Waldprojekten ein Lebenszyklus von 100 bis 500 Jahren zu betrachten, während die meisten technischen Projekte eine Lebensdauer von etwa 10 bis 15 Jahren haben.²⁰ Dies ist bei einem Vergleich mit in Betracht zu ziehen.

Werden Waldprojekte und technische Projekte miteinander verglichen, muss entweder auch bei den Waldprojekten entsprechend der spätere Lebenszyklus abgeschnitten werden (was ein nicht-realistisches Bild erzeugt und den bisherigen kritischen Diskurs ignoriert) oder aber es müssen auch die technischen Projekte entlang des gesamten Lebenszyklus betrachtet werden (wozu die bisherige Vorgehensweise nach Gold Standard nicht mehr ausreicht).

Grundsätzlich lassen sich auch nur technische Projekte in Räumen mit Eigenschaften vergleichen, die denen der Regionen von Waldprojekten entsprechen, in der Regel also Projekte in ländlichen Gebie-

²⁰ Wasserkraftwerke sind jedoch bezüglich der Lebensdauer in der gleichen Größenordnungsklasse angesiedelt.

ten, da sonst keine sinnvollen Aussagen zu Umweltauswirkungen und -nutzen mehr möglich sind. Mit den bisher entwickelten Nachhaltigkeitsindikatoren lassen sich jedoch eher Wirkungen als Nutzen beschreiben. Im Folgenden sind die ökologischen Auswirkungen und (in eingeschränkter Weise auch Nutzen) verschiedener technischer Projekte für ein in der Literatur behandeltes Beispielland (Costa Rica) aufgeführt,²¹ was Anhaltspunkte für einen groben Vergleich mit Waldprojekten gibt (wobei jedoch eine systematische Life-Cycle-Betrachtung fehlt, vgl. Vöhringer 2005).

■ Projekte zur Erzeugung von Wasserkraft haben in der Regel einen hohen Flächenbedarf und führen häufig zur Vernichtung von Ökosystemen, die nicht nur Speicher der Biodiversität, sondern auch Kohlenstoffsenken darstellen. Vermeintliche ökologische Nutzen wie die verringerte Erosion im Flussbett (vgl. Vöhringer 2005: 256) müssen bei einer Betrachtung über den gesamten Lebenszyklus mit der Verringerung der Speicherkapazität (Totraum) durch die Verlandung in den Talsperren ebenso einbezogen werden wie die Verringerung der Nährstoffzufuhr bei den Unterliegern und Veränderungen im Gewässer durch die Vergleichmäßigung des hydrologischen Abflusses, die sich im Allgemeinen negativ auf dessen Biodiversität auswirken.

■ Projekte zur Erzeugung von Windkraft haben zwar einen hohen Flächenverbrauch und führen zur Fragmentierung von Ökosystemen, die jedoch in ihrer Funktionsfähigkeit erhalten bleiben, auch wenn sie unter Umständen gegenüber Risiken wie Windbruch anfälliger werden. Die Auswirkungen auf die Biodiversität (Vogelschlag, vgl. Vöhringer 2005: 260f.) sind umstritten. Zusätzliche ökologische Nutzen der Windkraftprojekte sind bisher nicht bekannt.

■ Während dezentrale Photovoltaikprojekte nur einen geringen Flächenbedarf haben, haben zentrale Solarenergieprojekte einen Flächenbedarf, der in der Regel dazu führt, dass land- oder forstwirtschaftliche Ökosysteme aufgegeben werden müssen, da im Schatten der Anlagen Pflanzen nicht mehr richtig wachsen (vgl. Vöhringer 2005: 263). Nachteilig ist auch der hohe Energiebedarf zu ihrer Herstellung. Ökologische Zusatznutzen der Photovoltaikprojekte sind nicht bekannt.

■ Waldprojekte, die nachhaltig bewirtschaftet werden, haben immer verschiedene ökologische Nutzen neben der Kohlenstoffspeicherung zu verzeichnen,

die sich als Ökosystemdienstleistungen erfassen lassen. Diese Nutzen sind vielfältig und auf jeden Fall bei einer Bewertung der Nachhaltigkeitsleistungen zu berücksichtigen.

Diese im Ansatz vergleichende Betrachtung gibt trotz ihrer Vorläufigkeit und Pauschalität Hinweise darauf, dass die Waldprojekte hinsichtlich der gesamtökologischen Nutzen den technischen Projekten deutlich überlegen sein können. Wasserkraftprojekte können je nach Gestaltung und Bewirtschaftung zwar auch ökologische Nutzen aufweisen; diese sind jedoch nicht so vielfältig wie die von Waldprojekten.

4 Sozialer Nutzen

Für viele Menschen in Entwicklungsländern, vor allem lokale und indigene Bevölkerungsgruppen, sind Wälder unmittelbarer und unverzichtbarer Bestandteil des täglichen Lebens. Die Weltbank schätzt, dass jeder vierte Arme dieser Welt direkt oder indirekt auf Wald zur Sicherung seines Lebensunterhalts angewiesen ist (BMZ 2004). 1,2 Milliarden Menschen in Entwicklungsländern nutzen Bäume zur Nahrungsmittelproduktion. Naturprodukte aus Wäldern sind für 70-90% der Menschen in Entwicklungsländern die einzige Quelle für Medizin. Über 2 Milliarden Menschen benutzen hauptsächlich Brennholz zum Kochen und Heizen. 350 Millionen Menschen, die in oder in der Nähe von Wäldern leben, sind auf diese für ihre Subsistenz oder für ihr Einkommen angewiesen. Etwa 60 Millionen Indigene, die in den Regenwäldern Lateinamerikas, Südostasiens, West- und Zentralafrikas leben, sind direkt abhängig von Wäldern, ihren Produkten und Ökosystemdienstleistungen (BMZ 2004). Noch heute werden beispielsweise in Tigray (Äthiopien) 60% des Haushaltseinkommen mit anderen Waldprodukten als Holz erzielt (vgl. Heubach et al. 2010). Neben diesen materiellen Nutzungen der Wälder sind hier auch ideelle Nutzungen von Wäldern hervorzuheben; insbesondere Einzelbäume, als Versammlungsstätten genutzte Waldteile und charakteristische Arten von Wäldern haben wichtige ästhetisch-kulturelle Funktionen für die lokalen bzw. indigenen Gemeinschaften. Hinzu kommen Freizeitfunktionen von Wäldern, die touristisch erschlossen sind (vgl. Bundschuh/Schramm 2010).

Waldprojekte können daher einen wesentlichen Einfluss auf die Lebensbedingungen dieser Bevölkerungsgruppen haben (Schröder 2011, Schmidt 2009, Miles/Kapos 2008). Klare Leitlinien und Indikatoren zur Beurteilung von Projekten können helfen, diesen Einfluss transparent zu machen und somit negativen Auswirkungen vorzubeugen.

²¹ Besonders schwierig zu bewertende Projekttypen, wie Geothermie- und Biomasseprojekte, von denen zudem keine zusätzlichen ökologischen Nutzen bekannt sind, wurden nicht berücksichtigt.

4.1 Geeignete Kriterien und Indikatoren

Waren frühe Waldkohlenstoffprojekte noch von einem Fokus auf die Sicherstellung der positiven Klimawirkungen geprägt und vernachlässigten oftmals die als „Zusatznutzen“ betrachteten sozio-ökonomischen und ökologischen Leistungen (Richards 2011), ist die Identifizierung von geeigneten Kriterien und zugehörigen Indikatoren zu ihrer Bewertung seit einigen Jahren in der Phase der Entwicklung. Internationale und nationale Umweltorganisationen wie beispielsweise der WWF als einer der prominentesten Akteure, staatliche Institutionen, die Vereinten Nationen und andere beteiligen sich an diesem Prozess.

Seit 2007 engagiert sich der WWF, um auch für Waldprojekte einen Standard kompatibel zum Gold Standard zu entwickeln. Hierfür sichtete das WWF Forest Carbon Standards Advisory Committee die bestehenden und aufkommenden Standards für Waldkohlenstoffprojekte, um das derzeitige Standardsystem hinsichtlich seiner Leistungen für das Klima, die Biodiversität und die nachhaltige Entwicklung zu beurteilen. In diesem Rahmen wurde 2008 das Green Carbon Guide Book veröffentlicht, welches 2010 um einen ausführlicheren, auf Projekterfahrungen basierenden Guide, den Forest Carbon Standards, ergänzt wurde. Den in dem Guide enthaltenen sieben Prinzipien, die laut WWF seriöse Standards für Waldkohlenstoffprojekte erfüllen sollten, sind jeweils Kriteriensets zugeordnet. Diese basieren unter anderem auf den folgenden bereits bestehenden Standards: Climate, Community and Biodiversity Alliance (CCBA), Voluntary Carbon Standard (VCS) und Gold Standard (GS) (WWF 2010: 3). Der WWF bewertet zudem den FSC als besonders differenzierter Standard, auch wenn er nicht per se für Waldkohlenstoffprojekte gedacht ist (WWF Green Carbon Guidebook 2008). Drei der sieben Prinzipien des WWF Assessment Guides 2010 betreffen die sozio-ökonomischen Wirkungen der Projekte (WWF 2010: 16 ff.). Das zweite Prinzip behandelt die Bewertung der sozio-ökonomischen und Umweltwirkungen von Projekten sowie die Vermeidung von gegenteiligen Effekten auf Gemeinden und Umwelt. Während das vierte Prinzip die Performanz bewertet, betrifft Prinzip fünf die unabhängige Verifizierung der Projektleistungen. Die Prinzipien und die jeweils zugeordneten Kriteriensets des vom WWF erarbeiteten Assessment Guides stellen eine wichtige Orientierung für Projektentwickler und Investoren dar, kommen jedoch nur in Form von Leitlinien daher und erfüllen nicht die Anforderungen konkreter Indikatoren zur Beurteilung der jeweiligen Kriterien (siehe hierzu

ausführlich WWF Forest Carbon Standards Assessment Guide 2010).

Auch das Umweltbundesamt führte 2010 einen systematischen Vergleich der für Waldprojekte relevanten Standards in Deutschland durch, wobei auch die sozio-ökonomische und ökologische Dimension einbezogen wurde (Held et al. 2010). Anhand der Indikatoren „no harm“-Prüfung in der Projektentwicklungsphase, ‚obligatorische zusätzliche Leistungen im Projektdesign‘ und ‚Externe Kontrolle der Erbringung der zusätzlichen Leistungen‘ wurden die Standards auf ihre Aussagekraft bezüglich der Nachhaltigkeit der Projekte überprüft. Der CDM als einer der flexiblen Mechanismen definiert durch das Kyoto-Protokoll, gibt demnach zwar vor, dass CDM-Klimaprojekte zur nachhaltigen Entwicklung beitragen sollen. Die Festlegung der Nachhaltigkeitskriterien erfolgt jedoch durch die Projektländer, so dass diese entsprechend allgemein ausfallen können. Außerdem werden keine zusätzlichen sozio-ökonomischen oder ökologischen Leistungen verlangt, die mit Hilfe eines Standardtools oder einer anderen methodischen Herangehensweise quantifiziert oder bewertet werden müssen (vgl. ebd.). Fernandez et al. (2011) haben einen Kriterienkatalog für die sozio-ökonomischen und Umwelteffekte von CDM-Projekten vorgeschlagen.

Nach der Analyse des Umweltbundesamtes erfüllen nur drei der untersuchten Standards die Kriterien zur Beurteilung eines Projektes hinsichtlich seiner sozio-ökonomischen und ökologischen Leistungen: Der Carbon Fix Standard, der Plan Vivo und der Climate, Community and Biodiversity Standard (siehe ausführlicher Held et al. 2010, Loft/Schramm 2011 b).

Im Gegensatz zum Gold Standard, der für alle seine Kriterien Indikatoren definiert, deren Verwendung eine eindeutige Messung der (positiven, neutralen oder negativen) Projektwirkungen ermöglichen, beschränken sich die Angaben der genannten Standards für Waldkohlenstoffprojekte auf die Bereitstellung von Kriterien in Form von Leitlinien, die eine konkrete Messung der Projektleistungen nicht ermöglichen. So verlangt beispielsweise der CCBS von den Projektträgern eine Beschreibung, Schätzung oder Darstellung einer Spanne von Aspekten, die für die Beurteilung der Projektwirkungen von Bedeutung sind, ohne jedoch genauer zu spezifizieren, wie dies zu geschehen hat. Für die Projektträger ist so nicht klar, welche Informationen sie zur Beurteilung eines Kriteriums zur Verfügung stellen sollen. Aber vor allem wird die Beurteilung von Seiten des Standards erschwert (Sterk et al. 2009: 60).

Richards erachtet die Auswahl geeigneter Indikatoren für eine aussagekräftige Bewertung der sozio-ökonomischen Wirkungen eines Waldkohlenstoffprojektes als essentiell (Richards 2011). In seiner aktuellen Studie „Building Forest Carbon Projects: Social Impacts Guidance“ definiert er die grundlegenden SMART-Merkmale, die Indikatoren haben sollten:

- Spezifisch („specific“): Der Indikator sollte von allen Stakeholdern auf die selbe Weise definiert und verstanden werden
- Messbar („measurable“): Idealerweise sollte der Indikator die Veränderung sowohl quantitativ als auch qualitativ festhalten
- Erreichbar („achievable“): Der Indikator sollte in Bezug auf die Kosten und die Komplexität der Datenerhebung realistisch sein
- Verlässlich („reliable“): Der Indikator sollte konstante Antworten und Zahlen liefern
- Zeitgebunden („time-bound“): Der Indikator sollte innerhalb eines definierten Zeitraums messbar sein

Andere Schlüsselkriterien für die Auswahl von Indikatoren sind: Die Kosten der zugehörigen Methode zur Datenerhebung, der Grad der Erfassung von Ursache und Wirkung, das Ausmaß der Einbeziehung von lokalen Stakeholdern in die Indikatoreauswahl und dessen Sensitivität (Richards 2011).

Richards (2011) unterscheidet zwischen *output*, *outcome* und *impact indicators*, da dies helfe, die verschiedenen Ebenen der Projektlogik zu unterscheiden. Als Beispiele, dieser Systematik entsprechender Indikatoren führt er folgende auf (siehe darüber hinaus Aldrich/Sayer 2007, Catley et al. 2008, Conservation Measures Partnership 2007, Richards/Panfil 2010).

Tabelle 2: Indikatoren für sozio-ökonomische Wirkung
(Quelle: Richards 2011)

| Social Indicator Types | Examples |
|------------------------|--|
| Output Indicators | <ul style="list-style-type: none"> • Number of jobs created • Number of people trained in specific sectors • Number of fruit trees planted |
| Outcome Indicators | <ul style="list-style-type: none"> • Number of households adopting an alternative livelihood activity • % or absolute increase in household income from carbon payments • Reduction in hours spent by women collecting firewood or water • % of carbon landholders stating that they get a fair payment (this implies a viable project and an effective benefit-sharing system) • % of women on the project stakeholder committee • Number of people who understand the basic accounts of community costs and benefits (as a measure of governance transparency) |
| Impact Indicators | <ul style="list-style-type: none"> • % reduction in infant mortality or % of households living on < \$1 per day (poverty indicators) • % of local population changing from negative to positive attitude to forest conservation measures |

Allerdings ist es unzureichend, die sozialen Leistungen von Kompensationsprojekten alleine über die direkten Wirkungen der Projekte und seine Durch-

führung zu beschreiben. Von den bisher diskutierten Indikatoren, die die (direkten) sozialen Auswirkungen des Projektes betreffen, sind jene zu unterscheiden, die vom Produkt des Projektes ausgehen, dem aufgeforsteten bzw. erhaltenen Wald. Die Betrachtung der Ökosystemdienstleistungen (vgl. Tab. 1) macht deutlich, dass hier insbesondere die Möglichkeit zur Erholung, aber auch weitere ästhetisch-kulturelle Bedeutungen der Wälder selbst eine Rolle spielen. Daneben sind hier die sogenannten forstlichen Nebennutzungen zu betrachten, also die versorgenden Dienstleistungen in Hinsicht auf die Jagd, das Sammeln von pflanzlicher Nahrung (Sammeln von Beeren, Pilzen usw.) sowie von anderen Pflanzen mit sozio-ökonomischer Bedeutung. Die genannten Ökosystemdienstleistungen können in den Waldprojekten über Indikatoren erfasst werden (vgl. Tab. 1).

4.2 Wesentliche Unterschiede zu technischen Projekten

Für den Vergleich von Waldprojekten und technischen Projekten lassen sich die direkten Wirkungen von technischen und Waldprojekten ggf. vergleichen; hier kann auf die Vorarbeiten des Gold Standards zurückgegriffen werden, um Nachhaltigkeitsindikatoren zu entwickeln, die sowohl für die biologischen als auch die technischen Projekt nutzbar sind (z.B. Qualität der Arbeit, direkte Effekte des Projektes auf das Haushaltseinkommen der lokalen Bevölkerung, Gender-Aspekte, Zugang zu angemessenen Versorgungsleistungen, Capacity Development).

Daneben sind aber auch die Produkte der Projekte hinsichtlich ihrer sozialen Leistung zu bewerten, damit auch die bei den Waldprojekten wichtigen zusätzlichen indirekten Nutzeneffekte abgebildet werden. Neben einer Wirkungsabschätzung in der Implementierungsphase sollte also eine wiederholte

Leistungsabschätzung in der Durchführungsphase des Projektes, aber auch in späteren Phasen des Lebenszyklus treten. Wie bereits ausgeführt, lassen sich die indirekten sozialen Nutzen von Waldprojekten im Ansatz über die kulturellen Ökosystemleistung erfassen.²² Entsprechend müssten auch indirekte Zusatznutzen von technischen Pro-

²² Für eine genauere Betrachtung der sozialen Nutzenfunktionen von Wäldern, etwa in Mitteleuropa, vgl. Bundschuh/Schramm 2010.

jekten identifiziert werden. Diese werden in der Regel alleine auf der sozio-ökonomischen Ebene liegen, da von wenigen Ausnahmen abgesehen, technische Projekte keine kulturellen Leistungen bereitstellen.

Wasserkraftwerke haben beispielsweise einen potentiellen sozialen Nutzen, wenn es durch die starke hydrologische Regulation der Gewässer zu einer Verringerung des Überflutungsrisikos kommt und jene Hochwässer, auf die das Projekt ausgelegt sind, deutlich gemildert werden.

In der bereits erwähnten Literaturstudie von Vöhlinger (2005), in der Wald- und Elektrizitätsprojekte in Costa Rica verglichen wurden, liessen sich für weitere technische Projekttypen keine derartigen sozialen Zusatznutzen benennen. Soweit diese Ergebnisse verallgemeinerbar sind, schneiden – von Ausnahmen wie der Wasserkraft abgesehen – im Saldo die Waldprojekte bezogen auf einen sozialen Zusatznutzen deutlich besser ab.

Entsprechend der Vorgehensweise in einem Teil der Standards sind hier unbedingt auch Prozessindikatoren (etwa Anti-Korruptionsmanagement, Partizipation) zu berücksichtigen.

5 Schlussfolgerungen

Kompensationsprojekte werden wegen ihrer ökonomischen und ökologischen Effizienz allgemein als ein wichtiger Bestandteil einer Lösung der globalen Klimaprobleme angesehen.

Der Erhalt von Wäldern spielt unter dem Gesichtspunkt des Klimaschutzes eine immer größere Rolle: Die Zerstörung der Wälder trägt zur Beschleunigung des Klimawandels bei; rund 20% der weltweiten Treibhausgasemissionen werden durch die Abholzung der Waldökosysteme verursacht. Die Wälder Amazoniens werden ebenso wie die borealen Wälder in der Klima- und Nachhaltigkeitsforschung als „Tipping-Points“ angesehen, an denen sich das Ausmaß der globalen Klimaveränderung entscheiden wird. Insofern ist es naheliegend, Kompensationsprojekte zu initiieren, die diese Problemstellung aufnehmen und durch Aufforstung, Wiederaufforstung oder Walderhalt und nachhaltige Waldbewirtschaftung Emissionen von Treibhausgasen vermindern.

Sowohl bei der Qualitätssicherung von Waldprojekten als auch bei der Bewertung ihrer sog. Zusatznutzen, die sich auch als soziale und gesamtökologische Leistungen der Projekte verstehen lassen, müssen angemessene Indikatoren angewendet werden,

um ein differenziertes, der Kritik wirklich begegnendes Bild der Leistungen von Waldprojekten bei der Kohlendioxidverminderung zu erreichen. Aufbauend auf unserer Literaturstudie zum Stand der Forschung über die Prozesse der Kohlenstoffsequestrierung in Wäldern mit seinem Screening möglicher Parameter und Indikatoren zur Betrachtung der Leistungen von Waldprojekten zur Kohlendioxidvermeidung (vgl. Loft/Schramm 2011b) kann festgestellt werden, dass es keine grundlegenden Wissensdefizite über die naturwissenschaftlichen Zusammenhänge zwischen der Kohlenstoffspeicherung, wichtigen Ökosystemfunktionen und Managementmaßnahmen gibt.

Tabelle 3: Ergänzungen der Leistungsindikatoren für Waldprojekte
(Quelle: eigene Zusammenstellung)

(X) = eingeschränkt vorhanden, X = vorhanden

| | Indikatoren | | |
|--------------------------------------|-------------|-------------------|---------------|
| | Vorhanden | Ergänzung möglich | F- & E-Bedarf |
| Klimawirkung | | | |
| Nettoprimärproduktion | X | X | |
| Bodenkohlenstoff-Lager | (X) | | X |
| Methan | | | X |
| Lachgas/Stickoxid | | | X |
| Bodenbearbeitung/Ernte | | X | |
| Räumliche Auswirkungen | | (X) | X |
| Holzprodukte | | (X) | X |
| Permanenz | (X) | (X) | X |
| Weitere ökologische Nutzen | | | |
| Umweltauswirkungen | X | | |
| Stickstoffkreislauf | | (X) | X |
| Biodiversität | (X) | X | X |
| Ökosystemdienstleistungen | | X | |
| Sozialer Nutzen | | | |
| Auswirkungen auf lokale Gemeinschaft | X | | |
| Sozio-ökonomischer Nutzen | X | | |
| Sozio-kultureller Nutzen | (X) | X | (X) |

Für einige der von uns für notwendig erachteten Kriterien reichen zwar die bisher in den Waldprojekt-Standards gebräuchlichen Indikatoren nicht aus. Grundsätzlich sind jedoch ausreichend geeignete Indikatoren bzw. Parameter vorhanden, um die Leistungen der Waldprojekte nachvollziehbar zu beschreiben, wenn die hier gemachten Vorschläge ergänzend hinzutreten (vgl. Tabelle 3). Für einige wichtige Kriterien besteht noch Forschungs- bzw. Überprüfungsbedarf in der Praxis. Mit Hilfe von Indikatoren lassen sich im Ansatz auch räumliche Verlagerungseffekte und ebenso (über die Holzprodukte) sogar zeitliche Effekte im Ansatz erfassen.

Waldprojekte sind bislang auf dem regulierten Markt nicht in einem nennenswerten Umfang zertifiziert; auch auf dem freiwilligen Markt bestehen noch Defizite. Ein Hauptgrund dafür ist, dass zwar

verschiedene Standards existieren, nach denen Waldprojekte zertifiziert werden können, es an allgemein geteilten Kriterien für eine Zertifizierung von Waldprojekten jedoch fehlt. Es bedarf demnach einer Harmonisierung und Standardisierung der verschiedenen Kriterienkataloge und Ansätze. Diese Kriterien, mit denen sowohl die gesamtökologischen als auch die sozialen Nutzen von Kompensationsprojekten abgebildet werden können, müssen erprobt und dabei verfeinert oder auch modifiziert werden; parallele wissenschaftliche Untersuchungen können weiterhin zu ihrer Optimierung beitragen.

Diese Kriterien können auch jenseits von Kompensationsprojekten dazu beitragen, den Umgang mit Wäldern in die deutsche und die europäische Klimaschutzstrategie zu integrieren. Durch ihren Einbezug in forstpolitische Rahmensetzungen kann es auch möglich werden, den Waldbesitzern Anreize zu bieten, die Kohlenstoffspeicherleistung ihres Waldes zu optimieren, also im Zusammenhang mit den gesamtökologischen, ökonomischen und sozialen Leistungen des Waldes.

5.1 Der Weg zu allgemein akzeptierten Leistungsindikatoren

Im Grundsatz ist es möglich, auch Waldprojekte nach einem Standardsystem wie dem Gold Standard zu beurteilen und zu zertifizieren, der Nachhaltigkeitsleistungen abbildet. Mit dem Gold Standard werden jedoch einige Kritikpunkte von Forstprojekten nicht abgedeckt, denn er vernachlässigt das Problem des Lebenszyklus technischer Projekte. Folglich wäre es erforderlich, auch für technische Projekte den gesamten Lebenszyklus aufzunehmen. Der Gold Standard vernachlässigt weiterhin die indirekten Nutzen der Projekte, insbesondere ihre kulturell-ästhetische Dimension und gesamtökologische Betrachtungen.

Derzeit sind nur recht vorläufige Vergleiche zwischen technischen und Waldprojekten möglich. Erst die Festlegung allgemein anerkannter Kriterien, auf denen Nachhaltigkeitsstandards für die verschiedenen Kompensationsprojekte vergleichbar aufgebaut werden können, wird einen systematischen Vergleich der unterschiedlichen Projekttypen gestatten, und damit sowohl dem Anleger als auch Politik und Wissenschaft mehr Klarheit über die Vor- und Nachteile der unterschiedlichen Projekttypen und ihre Geeignetheit in verschiedenen Regionen der Erde erlauben.

Es wird vorgeschlagen, im freiwilligen Markt eine Debatte zu beginnen, um sich möglichst umgehend Klarheit über möglicherweise allgemein geteilte

Indikatoren zu verschaffen, mit denen sich das Kohlendioxid-Verminderungspotential ebenso wie die Nachhaltigkeitseffekte von Waldprojekten bewerten und überprüfen lassen. Vereinfacht können die gesamtökologischen und sozialen Wirkungen hier für die Nachhaltigkeitseffekte stehen.

Anders als bisher sollten sich die Betreiber von Waldprojekten dabei in die Offensive begeben und darauf hinarbeiten, dass es auf Dauer eine Grundlage gemeinsamer Leistungsindikatoren mit den technischen Projekten gibt. Diese sollten nicht bei der Kohlenstoffspeicherung und allgemeinen Zertifizierungserfordernissen stehen bleiben, sondern das gesamte Leistungsspektrum der Projekte, also auch ihre Nachhaltigkeitsleistungen, umfassen. Denn künftig wird es auf dem Markt darum gehen, die unterschiedlichen Projekte auch hinsichtlich ihrer Performance insgesamt zu beurteilen und nicht alleine nach den Klimaschutzwirkungen. Dabei ist jedoch jetzt schon abzusehen, dass es aufgrund der erheblichen Unterschiede zwischen den Projekttypen unbedingt für jeden der Typen zusätzliche spezifische Kriterien geben wird. Diese sollten allerdings nach Möglichkeit so beschaffen sein, dass sie ergänzende Erläuterungen zu den allgemein akzeptierten Leistungsindikatoren darstellen.

5.2 Ausblick: Perspektiven von Waldkompensationsprojekten

Waldprojekte werden bisher verkannt, weil Risiken der Permanenz überbetont werden und die Beherrschbarkeit von Verlagerungseffekten umstritten ist. Tatsächlich ist jedoch zwischen Plantagenprojekten und Waldmonokulturen mit meist längerem Umtrieb einerseits und andererseits zwischen nicht oder nach den Regeln der nachhaltigen Forstwirtschaft gemanagten Dauerwäldern und Prozessschutzwäldern deutlich zu unterscheiden. Je nachhaltiger – auch in Hinsicht auf ein Optimum bei möglichst vielen Ökosystemdienstleistungen – ein Wald bewirtschaftet wird, umso größer ist in der Regel das Potential der Kohlenstofflagerung.

An einer nachhaltigen Bewirtschaftung orientierte Waldprojekte haben nur vergleichsweise geringe negative ökologische Auswirkungen und zahlreiche ökologische und soziale Nutzen. Das unterscheidet sie von den meisten technischen Kompensationsprojekten.

Auf Grundlage der Ökosystemdienstleistungen kann es zunächst zu einem vorläufigen Standard kommen, der die gesamtökologischen und sozialen Dimensionen besser abdeckt als die bisherigen Versuche einer Standardbildung, aber auch beiträgt zu

einer Weiterentwicklung von Waldprojekten. Künftig sollten sowohl die Aspekte der Klimaadaptation (z.B. durch veränderte Baumartenwahl) besser als heute aufgenommen werden als auch die Notwendigkeiten des Klimaschutzes. Dies ist wesentlich, da den Erkenntnissen der Klimafolgenforschung zufolge nicht unbedingt damit gerechnet werden kann, dass sich die borealen Wälder und auch die tropischen Wälder alleine erhalten werden. Hier wird möglicherweise sogar ein neuer Projekttyp erforderlich werden, um klimaangepasste Wälder in der borealen Zone und in den Tropen rechtzeitig zu fördern und so zu verhindern, dass diese riesigen und noch weitgehend ursprünglichen Ökosysteme untergehen, was zur Verschärfung des Klimawandels beitragen kann.

Auch mit der Weiterentwicklung technischer Möglichkeiten zur Überwachung von Entwaldung und der Vegetationsdecke können Waldprojekte, soweit ein konsistentes und überzeugendes Standardsystem entwickelt wird, in Zukunft besser kontrolliert werden. Werden sie so ausgerichtet, dass sie die Kritikpunkte besser als bisher aufnehmen und tendenziell zu mehr Nachhaltigkeit beitragen, werden sie künftig auf den Märkten auch mehr Erfolg als derzeit haben. Werden bei der Begründung von Waldprojekten verstärkt Aspekte der Klimaadaptation berücksichtigt, indem z.B. möglichst gegen klimabedingte Schädigungen und Waldbrände resistente Wälder aufgebaut werden, können sie zukünftig eher einen tatsächlichen und dauerhaften Beitrag zum Erhalt unseres globalen Klimasystems leisten als die meisten technischen Projekte.

Literatur

- Adhikari, S./R.M. Bajracharaya/B.K. Sitaula (2009): A Review of Carbon Dynamics and Sequestration in Wetlands. *Journal of Wetlands Ecology* 2, 42-46
- Angelsen, A. (2008): How do we set the reference levels for REDD payments? In: Ders. (Hg.): *Moving Ahead with REDD: Issues, Options and Implications*. Center for International Forestry Research (CIFOR). Bogor, 53-64
- Asche, N./H. Dohmen/G. Dame/N. Nolte/T. Husemann (2007): Grundwasserschutz durch intensivierete Biomassennutzungen. *AFZ/Der Wald* 62, 594-597
- Augustin, J. (2010): Klimarelevanz von Waldmooren - aktueller Forschungsstand. AfSV Jahrestagung 2010, Schloss Hasenwinkel 22. 25.09.2010
- BMZ (Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung) (Hg.) (2004): Fortschrittsbericht zur deutschen bilateralen Entwicklungszusammenarbeit im Waldsektor. Bonn
- Bode, W. (2009): Harte Technik – Sanfte Sprüche: Waldzerstörung durch Großmaschinen. *Nationalpark* 2/2009, 14-18
- Böttcher H./M. Lindner (2010):): Managing forest plantations for carbon sequestration today and in the future. In: J. Bauhus/P. van der Meer/M. Kanninen (Hg.): *Ecosystem Goods and Services from Plantation Forests*. London: Earth Scan, 46-76
- Braat L. (2008): The Cost of Policy Inaction – The case of not meeting the 2010 biodiversity target. *Alterra-Rapport* 1718. Wageningen (NL): Alterra
- Brede, N./D. Steinke (2006): DNA-Barcoding. *Taxonomie des 21. Jahrhunderts. Biologie in unserer Zeit*. 36(1), 40-46
- Bundschuh, A./E. Schramm (2009): Soziale Funktionen und soziale Nutzung des Waldes. BIK-F Knowledge Flow Paper Nr.4. http://www.bik-f.de/files/publications/kfp_nr-4_neu_bc8e70.pdf (19.07.2011)
- Choudhury, K./C. Dziedzioch/A. Häusler/C. Ploetz (2004): Zusammenstellung und Auswertung geeigneter Kriterien, Indikatoren, UVP und dergleichen für die notwendige Berücksichtigung von Biodiversitätsaspekten bei Maßnahmen des Klimaschutzes, insbesondere bei Landnutzungsänderungen. *UFO-Plan Forschungsbericht* 202 85 275 UBA-FB 000705. *Climate Change* 04/04
- Climent, J./R. Tapias/J.A. Pardos/L. Gil (2004): Fire adaptations in the Canary Islands pine (*Pinus canariensis*). *Plant Ecology* 171, 185-196
- De Groot RS./R. Alkemade/L. Braat/L. Hein/L. Willemsen (2010): Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(3), 260-272
- De Groot, RS./Peter van der Meer (2010): Quantifying and valuing goods and services provided by plantation forests. In: J. Bauhus/P. van der Meer/M. Kanninen (Hg.): *Ecosystem Goods and Services from Plantation Forests*. London, 16-42

- Denman, K.L./G. Brasseur/A. Chidthaisong/P. Ciais/P.M. Cox/R.E. Dickinson/D. Hauglustaine/C. Heinze/E. Holland/D. Jacob/U. Lohmann/S. Ramachandran/P.L. da Silva Dias/S.C. Wofsy/X. Zhang (2007): Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry. In: S. Solomon/D. Qin/M. Manning/Z. Chen/M. Marquis/K.B. Averyt/M. Tignor/H.L. Miller (eds.): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge/New York. Cambridge: University Press
- Diaz, D./M. Delaney (2011): *Carbon Stock Assessment Guidance: Inventory and Monitoring Procedures*. In: J. Ebeling/J. Olander (eds.): *Building Forest Carbon Projects*. Washington, DC: Forest Trends
- Ebeling, J./A. Vallejo (2011): *Building Forest Carbon Projects: AR Guidance*. Washington, DC: Forest Trends
- Engel, S./S. Pagiola/S. Wunder (2008): Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*. 65(4), 663–674
- Evans, A.M./M.J. Ducey (2010): *Carbon Accounting and Management of Lying Dead Wood*. White Paper. Forest Guild. Santa Fe
http://www.forestguild.org/publications/research/2010/Lying_Dead_Wood_Evans_Ducey_2010.pdf (12.08.2011)
- FAO (Food and Agriculture Organization) (2010): *Global Forest Resources Assessment 2010. Main Report*, FAO Forestry Paper 163. Rom
- Farley, J./R. Costanza (2010): Payments for ecosystem services: From local to global. *Ecological Economics*, 69(11), 2060–2068
- Fernandez, L./J. Bogo/J. Lumberras/C. Andrade/J.R. Cobo-Benita (2011): *Exploring Co-Benefits of Clean Development Mechanism (CDM) Projects*.
<http://c11.cgpublisher.com/proposals/134/index.html> (19.7.2011)
- Freibauer, A./E.-D. Schulze (2005): Effizienz von Kohlenstoffsinken unter dem Aspekt des Klimaschutzes. http://www.waldundklima.net/wald/freibauer_senkeneffizienz_01.php (16.3.2011)
- GOFC-GOLD (2009): *Reducing greenhouse gas emissions from deforestation and degradation in developing countries: a sourcebook of methods and procedures for monitoring, measuring and reporting*. GOFC-GOLD Report version COP14-2. Alberta, Canada
- GOFC-GOLD (2010): *A sourcebook of methods and procedures for monitoring and reporting anthropogenic greenhouse gas emissions and removals caused by deforestation, gains and losses of carbon stocks in forests remaining forests, and reforestation*. GOFC-GOLD Report version COP16-1. Alberta, Canada
- Hamilton, K./M. Sjardin/M. Peters-Stanley/T. Marcello (2010): *Building Bridges. State of the Voluntary Carbon Market: Building Bridges*. Bloomberg
- Hamilton, K./M. Sjardin/M. Peters-Stanley/T. Marcello (2008): *State of the Voluntary Carbon Market Report von 2008* (als PDF download erhältlich)
- Harthan, R.O./B. Brohmann/U.R. Fritsche/R. Griebhammer/D. Seebach (2010): *Positionspapier Klimakompensation*. Öko-Institut, Darmstadt
- Held, C./T. Tennigkeit/G. Techel/M. Seebauer (2010): *Analyse und Bewertung von Waldprojekten und entsprechender Standards zur freiwilligen Kompensation von Treibhausgasemissionen*. *Climate Change*, Nr. 11. Dessau: Umweltbundesamt.
<http://www.uba.de/uba-info-medien/3966.html> (10.02.2011)
- Heubach, K./R. Wittig/K. Hahn-Hadjali (2010): *Der ökonomische Beitrag (subsistenz-)wirtschaftlich genutzter Wildpflanzen zur Einkommenssicherung ruraler Gemeinschaften der westafrikanischen Savanne: Ein Fallbeispiel aus Benin*. In: BfN-Skriptenreihe 265
- Jenkins, W.A./L.P. Olander/B.C. Murray (2009): *Addressing Leakage in a Greenhouse Gas Mitigation Offsets Program for Forestry and Agriculture*. Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, Duke University
- Kollmuss, A./H. Zink/C. Polycarp (2008): *Making Sense of the Voluntary Carbon Market: A Comparison of Carbon Standards*. Frankfurt/Main: WWF
- Lal, R. (2008): Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Science*. 363(1), 815–830
- Loft, L. (2009): *Erhalt und Finanzierung biologischer Vielfalt - Synergien zwischen Internationalem Biodiversitäts- und Klimaschutzrecht*. Berlin/Heidelberg: Springer-Verlag
- Loft, L. (2010): *Der Mechanismus zur Vermeidung von Emissionen aus Entwaldung und Degradation (REDD) - Nachhaltige Umsetzung eines Klimaschutzinstrumentes* [Master Thesis]. Berlin: Hochschule für Wirtschaft und Recht
- Loft L./E. Schramm (2011a): *Welchen Mehrwert bietet der Wald im Klimaschutz? - Bedeutung und Besonderheiten von waldbasierten Emissionsminderungsprojekten*. BIK-F Knowledge Flow Paper, Nr. 13
- Loft, L./E. Schramm (2011b): *Kohlenstoffspeicherung in Waldökosystemen und Indikatoren zur Leistungsfähigkeit von Kompensationsprojekten: Stand der Forschung und offene Fragen*. ISOE-Studientexte Nr. [im Entstehen]

- Marchal, V./S. Galharret (2009): Understanding the new US climate change strategy. The Waxman-Markey bill at a glance. Iddri-Synthèses N°03/2009 http://www.iddri.org/Publications/Collections/Syntheses/Sy_0903_Iddri_Galharret_Marchal_waxman_markey.pdf (25.3.2011)
- Michealowa, A. (2007): Clean Development Mechanism & Joint Implementation. Ökonomische Perspektiven und praktische Anforderungen der Mechanismen in der Unternehmenspraxis. Hamburg/Zürich
- Miles, L./V. Kapos (2008): Reducing greenhouse gas emissions from deforestation and forest degradation: global land-use implications. *Science* 320 (5882), 1454–1455
- Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern (2011): Pressemitteilung Nr. 211/11 - 21.07.2011 - LU: „MoorFutures sollen freiwillige Leistungen im Klimaschutz besser sichtbar machen“ unter: http://www.regierung-mv.de/cms2/Regierungsportal_prod/Regierungsportal/de/lm/index.jsp?&pid=29377
- Mirkes, D. (2006): Was tragen CDM-Projekte zur nachhaltigen Entwicklung bei? BP Dossier 232/2006
- Moretti, M./M. Conedera (2007): Waldbrände im Kreuzfeuer. *GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society* 12 (4), 275–279
- Muradian R./E. Corbera/U. Pascual/N. Kosoy/P.H. May (2010): Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics*, 69(6), 1202–1208
- Murdiyarsa, D./K. Hergoualch/L.V. Verchot (2010): Opportunities for reducing greenhouse gas emissions in tropical peatlands. *PNAS* vol. 107 no. 46, 19655–19660
- Ott, H./W. Sachs (2002): The Ethics of International Emissions Trading. In: L. Pinguelli-Rosa/M. Monasinghe (Eds.): *Ethics, Equity and International Negotiations on Climate Change*. Cheltenham, UK/Northampton USA. Cheltenham: Edward Elgar Publishers, 159–178
- Pearson, T./S. Walker/S. Brown (2005): *Sourcebook for Land Use, Land-Use Change and Forestry Projects*. Winrock International http://www.winrock.org/ecosystems/files/winrock-biocalbon_fund_sourcebook-compressed.pdf
- Pearson, T./S. Walker/J. Chalmers/E. Swails/S. Brown (2009): *Guidebook for the Formulation of Afforestation/Reforestation and Bioenergy Projects in the Regulatory Carbon Market*. Winrock International
- Pistorius, T. (2007): Kohlenstoffspeicherung in Wald und Holzprodukten. Wie Wirtschaftswald und nachhaltige Forstwirtschaft in Baden-Württemberg zum Klimaschutz beitragen
- Pistorius, T. (2009): REDD from the conservation perspective. Institut für Forst- und Umweltpolitik. <http://www.greenpeace.org/international/Global/international/planet-2/report/2009/6/redd-from-the-conservation-per.pdf> (16.03.2011).
- Pistorius T./C.B. Schmitt/D. Benick/S. Entenmann (2010): Greening REDD+: Challenges and opportunities for forest biodiversity conservation. Institut für Forst- und Umweltpolitik http://www.threddesk.org/sites/default/files/resources/pdf/2010/T._Pistorius_et_al_2010_Greeneing_REDD._Challenges_and_opportunities_for_forest_conservation.pdf (16.03.2011)
- Plan Vivo Foundation (2008): *The Plan Vivo Standards 2008*, Edinburgh
- Richards, M. (2011): *Social Impacts Guidance. Key Assessment Issues for Forest Carbon Projects*. In: J. Ebeling/J. Olander (Hg.): *Building Forest Carbon Projects*. Washington, DC
- Schmidt, L. (2009): REDD from an Integrative Perspective. Considering overall climate change mitigation, biodiversity conservation and equity issues, DIE Discussion Paper 4/2009. Bonn
- Schröder, A. (2011): Menschenrecht geht vor Projekt. Damit Waldprojekte dem Klima und dem Menschen dienen. http://www.nachhaltigwirtschaften.net/scripts/basics/eco-world/wirtschaft/basics.prg?session=42f948d44d6e3a27_20866&ta_no=4174
- Schwarze, R./J.O. Nilés/J. Olander (2002): Understanding and managing leakage in forest based greenhouse-gas mitigation projects. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. A* (360), 1685–1703
- Skutsch, M./N. Bird/E. Trines/M. Dutschke/P. Frumhoff/B.H.J. de Jong/P. van Laake/O. Masera/D. Murdiyarsa (2007): Clearing the way for reducing emissions from tropical deforestation. *Environmental Science & Policy* 10, 322–334
- Smukler, S./C. Palm (2009): *Agriculture and Climate Change: An Agenda for Negotiation in Copenhagen – Monitoring Reporting, and Verification Methodologies for Agriculture, Forestry and Other Land Use*. International Food Policy Research Institute. www.ifpri.org/sites/default/files/publications/focus16_08.pdf (16.03.2011)
- Sterk, W./F. Rudolph/C. Arens/U. Eichhorst/D. Kiyar/H. Wang-Helmreich/M. Swiderski (2009): *Further Development of the Project-Based Mechanisms in a Post-2012 Regime. Final Report of the Project Commissioned by the German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety*. FKZ KI I-4 UM08 41 727. Berlin

- TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2010): Ecological and Economic Foundations. Edited by P. Kumar. An output of TEEB
- Thuille, A. (2003): Dynamik der Kohlenstoffvorräte nachwachsender Fichtenwälder in Thüringen und den Alpen. Dissertation. Jena. <http://deposit.ddb.de/cgi-bin/dokserv?idn=971057389>
- United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) Secretariat. Outcome of the work of the Ad Hoc Working Group on long-term Cooperative Action under the Convention. 2010. Cancun. http://unfccc.int/files/meetings/cop_16/application/pdf/cop16_lca.pdf (29. Dezember 2010)
- UNFCCC (2010b): CDM Executive Board EB 58 Report Annex 14: A/R Methodological Tool - Estimation of carbon stocks and change in carbon stocks in dead wood and litter in A/R CDM project activities (Version 01.1.0). <http://cdm.unfccc.int/methodologies/ARmethodologies/tools/ar-am-tool-12-v1.1.0.pdf>
- UNFCCC (2010c): EB 60 Report Annex 12: A/R Methodological Tool for estimation of change in soil organic carbon stocks due to the implementation of A/R CDM project activities – (Version 01.1.0). <http://cdm.unfccc.int/methodologies/Armethodologies/tools/ar-am-tool-16-v1.pdf>
- UNFCCC (2008): EB 39 Report Annex 10: Methodological Tool – Tool for the demonstration and assessment of additionality – (Version 05.2). <http://cdm.unfccc.int/methodologies/PAMethodologies/tools/am-tool-01-v5.2.pdf>
- Urquhart Julie (2006): Woodland management and public good outputs: appraising the trade-offs in English woodlands. *Small-Scale Forestry* 6(3), 257–271
- van der Werf, G.R./D.C. Morton/R.S. DeFries/J.G.J. Olivier/P.S. Kasibhatla/R.B. Jackson/G.J. Collatz/J.T. Randerson (2009): CO₂ emissions from forest loss. *Nature Geoscience*. 2(1), 737–739
- Vöhringer, F. (2005): Projektbasierte Klimapolitik und nachhaltige Entwicklung: Zertifizierte Treibhausgas-minderungen in Costa Ricas Forst- und Elektrizitätswirtschaft. Hamburg
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (1998): Die Anrechnung biologischer Quellen und Senken im Kyoto-Protokoll: Fortschritt oder Rückschritt für den globalen Umweltschutz? – Sondergutachten. Bremerhaven: WBGU
- Weitzel, W. (2010): Klimawandel und Klimarelevanz der Forst- und Holzwirtschaft. Vortrag auf der Tagung „Der Wald im Klimaschutzgeschäft: Kohlenstoff – Der Stoff, aus dem die Träume sind?“ Hessische Naturschutzakademie. Wetzlar, 18. November 2010. <http://www.na-hessen.de/dokumentation/veranstaltungen/veranstaltungen-2010/index.php> (10.02.2011)
- Wittger, B. (2010): Der Clean Development Mechanism in Brasilien. Nachhaltigkeitsstandard in Theorie und Praxis, Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH, Wuppertal Spezial 43, Wuppertal
- Wunder, S. (2005): Payments for environmental services: Some nuts and bolts. Occasional Paper. Bogor (Indonesia): CIFOR
- WWF (2010): Forest Carbon Standards. A WWF Assessment Guide. Frankfurt/Main
- WWF 2008: Green Carbon Guidebook. Gland
- WWF 2008a: CO₂-Kompensation: Augenwischerei oder wirksamer Klimaschutz: Leitfaden des WWF für die wirksame Anwendung des Instruments. Frankfurt/Main: WWF

Abkürzungsverzeichnis

| | | | |
|-------------------|--|-------------------|--|
| CCBA: | Climate, Community and Biodiversity Alliance | NO: | Stickstoffmonoxid |
| CCBS: | Climate, Community and Biodiversity Standard | N ₂ O: | Lachgas, Distickstoffmonoxid |
| CDM: | Clean Development Mechanism | NGO: | Nicht-Regierungs-Organisation (Non Governmental Organisation) |
| CO ₂ : | Kohlendioxid | Pg: | Petagramm |
| DNA: | Koordinationsstelle für nationale CDM-Maßnahmen (Designated National Agency) | THG: | Treibhausgase |
| et al.: | und andere (et aliis) | UNFCCC: | Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen (United Nations Framework Convention on Climate Change) |
| FSC: | Forest Stewardship Council | VCS: | Voluntary Carbon |
| FT: | Forest Transition Theory | WWF: | World Wildlife Fund |
| GS: | Gold Standard | | |
| IPCC: | Weltklimarat (Intergovernmental Panel on Climate Change) | | |

Impressum:

LOEWE Biodiversität und Klima
 Forschungszentrum (BiK^f)
 Senckenberganlage 25
 60325 Frankfurt am Main
 V.i.S.d.P.: Dr. Thomas Jahn,
 Projektbereichsleiter „Wissenstransfer
 und sozial-ökologische Dimensionen“
 ISSN: 2192-1571