

Klimaschutz und Kohlenstoff in Holz – Vergleich verschiedener Strategien

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)
in der Wissenschaftsdisziplin Geoökologie

eingereicht an der
Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Universität Potsdam

durch FAss. Dipl. – Forstw. Joachim Rock

Elektronisch veröffentlicht auf dem
Publikationsserver der Universität Potsdam:
<http://opus.kobv.de/ubp/volltexte/2008/1753/>
<urn:nbn:de:kobv:517-opus-17531>
[<http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:kobv:517-opus-17531>]

1. *Die gesambte Sollingische Forsten (...) in genauen Augenschein zu nehmen, und von denenselben eine accurate Beschreibung zu machen seyn, sowohl von der itzigen Beschaffenheit des Holtzes, als auch deren Grentzen.*

2. *Wird durch verständige und erfahrne Köhler und Holtz Hauer / welche zum Theil von denen zu der Hartz Forstbereitung gebrauchten Leuten zu nehmen sind / jedes Revier sowohl die bereits haubare, als auch diejenige, so in 10 oder 12 Jahren haubar werden können, in soviel möglich accuraten Anschlag zu bringen seyn, was aus denselbennach der itzigen Beschaffenheit an Bau-, Nutz- oder Klawter-Holtz, wann solche forstmäßig abgetrieben werden, erfolgen kann, und haben zu dem Ende gemeldete Holtz-Hauern und Köhlern jedes Revier strichweise, oder wie es sonst thunlich, durch zu gehen.*

Die ersten zwei *Instructionen* aus dem Sollinger Forstbereitungsprotokoll 1735 – 1736 (Brodhage & Weinreis 1999) als Beispiel für frühe Waldinventuren.

3.1.1 Inventory and Reporting Steps

The overall sequence of steps for inventorying and reporting emissions and removals is outlined below. It is *good practice* for countries to follow these steps and those provided in each section of this chapter to estimate emissions and removals:

- (i) Drawing on the three approaches for representing areas in Chapter 2, estimate the land areas in each land use category for time period required.
- (ii) Conduct key category assessment for the relevant LULUCF categories using the guidance provided in Chapters 3 and 5. Within the categories designated as key, assess which non-CO₂ gases and carbon pools are significant, and prioritise such pools in terms of methodological choice.

Dies sind die ersten beiden Schritte zur Erstellung von Treibhausgasinventaren aus den IPCC – Good Practice Guidance for Land-Use, Land-Use Change and Forestry (IPCC 2003), S. 3.11)

Inhalt

| | | |
|--------------|--|-----------|
| I. | Einleitung | 1 |
| I.1 | Klimawandel und Wald: Wald als Opfer und / oder als Teil der Lösung? | 1 |
| I.1.1 | Die Bedeutung von Holz für den Klimaschutz | 1 |
| I.1.2 | „doppelte Dualität“ von Holz – Senke, Speicher, Produktsubstitution, energetische Substitution..... | 2 |
| I.2.3 | Waldbewirtschaftung im Rahmen des KP | 3 |
| I.2 | Zielsetzung der Arbeit | 4 |
| I.2.1 | Wie kann man den Beitrag der Waldbewirtschaftung (inklusive der Produktverwendung) zum Klimaschutz maximieren? | 4 |
| I.2.2 | Wie beeinflusst die politische Klimaschutz-Rahmensetzung den Optimierungsprozess? | 5 |
| I.2.3 | Bedeutung von Energieholzplantagen für zusätzliche Holzproduktion? | 5 |
| I.2.4 | Ausgeschlossene Bereiche | 6 |
| I.3 | Chancen und Grenzen des gewählten Ansatzes | 6 |
| I.3.1 | Chancen | 6 |
| I.3.2 | Grenzen des gewählten Ansatzes | 7 |
| I.4 | Literatur / Fachpublikationen, die Bestandteil der Arbeit sind | 7 |
| I.4.1 | Liste der Publikationen | 7 |
| I.4.2 | Beiträge zu den Artikeln | 8 |
| II | Methodenüberblick | 9 |
| III | Details und Ergebnisse der Untersuchungen ... | 12 |
| III.1 | Anforderungen an ein KP-gerechtes Monitoring von Kohlenstoffvorräten in Wäldern | 12 |
| III.1.1 | Anforderungen nach LULUCF-GPG 2003..... | 12 |
| III.1.2 | Status quo | 13 |
| III.1.3 | Zusätzlich notwendige Aufnahmen..... | 16 |
| | Suitability of published biomass equations for aspen in Central Europe – results from a case study. | 16 |
| | Abstract..... | 16 |
| | Introduction | 16 |
| | Material and methods | 17 |
| | Results..... | 22 |
| | Discussion | 25 |
| | Conclusions | 29 |

| | |
|--|-----------|
| Estimating decomposition rate constants for European tree species from literature sources..... | 30 |
| Abstract..... | 30 |
| Introduction | 31 |
| Material and methods | 34 |
| Results..... | 39 |
| Expert elicitation..... | 41 |
| Discussion | 44 |
| Conclusions | 47 |
| The hotspots of the European forests carbon cycle..... | 48 |
| Summary | 49 |
| 1. Introduction | 49 |
| 2. Influencing carbon pools and fluxes by forest management | 51 |
| 3. Where are the carbon hotspots of the European forests?..... | 54 |
| 4. Conclusion | 57 |
| III.1.4 Vergleich von bewirtschaftetem und nicht bewirtschaftetem Wald | 58 |
| III.2 Politische Rahmenbedingungen für die Waldbewirtschaftung aus dem Kyoto-Protokoll und den Folgevereinbarungen | 61 |
| III.2.1 Derzeitige Regelungen zu Art. 3.3 und 3.4 KP | 61 |
| A synopsis of land use, land-use change and forestry (LULUCF) under the Kyoto Protocol and Marrakech Accords | 61 |
| Abstract..... | 61 |
| 1. Introduction | 61 |
| 2. How is LULUCF different from other sectors?..... | 63 |
| 3. LULUCF in the 2008–2012 commitment period | 67 |
| 4. Objectives of including LULUCF activities in a climate mitigation agreement, and features of successful strategies for reaching these objectives | 74 |
| 5. Discussion—an overall framework of possible commitments | 76 |
| 6. Conclusions | 78 |
| III.2.2. Auswirkungen der Rahmenbedingungen und Vorschläge zur Problemlösung | 79 |
| Practical considerations on the implementation of forest management under article 3.4 of the Kyoto Protocol - Including forest management activities in emission trading? | 79 |
| Abstract..... | 79 |
| 1. Introduction..... | 80 |
| 2. Balancing both sides of the forest-timber scales | 82 |
| 3. Discussion | 83 |
| III.3 Energieholzplantagen | 86 |
| III.3.1 Status quo | 86 |

| | |
|--|------------|
| III.3.2 Abschätzung von Potentialen | 88 |
| Current and future potentials for short-rotation coppice fuelwood plantations – an example from Germany | 88 |
| Abstract..... | 88 |
| Introduction | 88 |
| Material and Methods | 89 |
| Results..... | 93 |
| Discussion | 97 |
| III.3.3 Nachhaltigkeit von Energieholzplantagen unter Biodiversitätsgesichtspunkten | 100 |
| Ökologische Aufwertung von Energieholzplantagen - Möglichkeiten und Kosten | 101 |
| Zusammenfassung | 101 |
| Summary | 102 |
| Einleitung | 102 |
| Ökologie von Energieholzplantagen | 104 |
| Flächengröße von Energieholzplantagen | 104 |
| Ansprüche an die zusätzlichen Flächen..... | 104 |
| Aufbau der Stützgerüstflächen..... | 105 |
| Ökonomische Folgen der Stützgerüstanlage | 109 |
| Fazit..... | 111 |
| IV Diskussion und Ausblick | 112 |
| IV.1 Monitoring | 112 |
| Störungen und Totholz..... | 112 |
| Biomasse und Kohlenstoffgehalt..... | 114 |
| Holzdichte | 114 |
| Kohlenstoffspeicher Boden | 115 |
| Management..... | 116 |
| IV.2 Politische Rahmensetzung | 117 |
| IV.3 Energieholzplantagen | 119 |
| Modellgrundlagen | 119 |
| Parametrisierung und Validierung..... | 120 |
| Potentiale in Brandenburg | 120 |
| Ökologische Rahmenbedingungen | 121 |
| IV.4 abschließender Vergleich | 121 |
| V Zusammenfassung | 126 |
| VI Danksagung..... | 128 |

| | | |
|-------------|----------------------------|------------|
| VII | Literatur..... | 129 |
| VIII | Anhang..... | A |
| | Glossar..... | A |
| | Tabelle III.2:..... | C |

I. Einleitung

I.1 Klimawandel und Wald: Wald als Opfer und / oder als Teil der Lösung?

Der rezente Klimawandel ist zu weiten Teilen anthropogen (IPCC 2001, 2007) und führt zu Bedenken über die zukünftige Prosperität und Lebenssituation der Weltbevölkerung. Mit dem Erstarren der weltweiten Umweltbewegung und steigendem Problembewusstsein nahmen Forderungen nach Klimaschutzbemühungen zu, was 1992 in Rio de Janeiro in der United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) Klimarahmenkonvention (UNFCCC 1992) gipfelte. Diese Konvention zielt auf die Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre auf einem Niveau, das gefährliche Auswirkungen auf das Klimasystem verhindert. Die hierfür angesetzte Zeit sollte gleichzeitig den betroffenen Ökosystemen eine natürliche Adaptation ermöglichen und sicherstellen, dass keine Bedrohung für die Nahrungsmittelproduktion weltweit entsteht, sowie eine nachhaltige ökonomische Entwicklung erlauben (UNFCCC 1992).

Internationale Aktivitäten zum Klimaschutz sind auf politischer und vertraglicher Ebene initiiert worden, z. B. im Protokoll von Kyoto (KP), mit dem eine Reduzierung des Ausstoßes bzw. Erhöhung der Aufnahme (Bindung) von Treibhausgasen vereinbart wurde.

I.1.1 Die Bedeutung von Holz für den Klimaschutz

Das bisher im Vordergrund stehende Treibhausgas ist Kohlenstoffdioxid, CO₂, das vom emittierten Volumen und dem Anteil an der Klimawirkung am bedeutendsten ist (IPCC 2001). CO₂ wird durch die Verbrennung von Biomasse und fossilen Brennstoffen sowie durch Zersetzungs Vorgänge freigesetzt. Durch Photosynthese wird es jedoch auch in Pflanzen gebunden und der enthaltene Kohlenstoff dient dem Aufbau von Biomasse. Wald-Ökosysteme und die Verwendung von Holz im Produktsektor sind deshalb zwei wichtige Bereiche im globalen Kohlenstoffkreislauf, da in diesen Bereichen direkte Einflussmöglichkeiten des Menschen bestehen und Wälder eine wichtige Rohstoffquelle sind. In Europa können z. B. bis zu 12% der CO₂-Emissionen in Ökosystemen sequestriert werden (Janssens et al. 2003). Die Angaben in Tabelle I.1 basieren auf eddy-flux-Messungen und Modellrechnungen. Für Waldflächen in Deutschland werden 0,645 t C als jährliche Netto-Sequestrierung angegeben. Demgegenüber stellt die Bundeswaldinventur (Polley et al. 2004) für die Waldflächen eine durchschnittliche jährliche Volumenzunahme von 4 Vorratsfestmetern fest, was selbst bei Annahme einer vergleichsweise geringen Holzrohddichte von 0,4 g cm⁻³ einer Kohlenstoffsequestrierung von ca. 0,8 t C ha⁻¹ a⁻¹ entspricht. Dieser Wert ist jedoch geringer als die von Karjaleinen et al. (2002) angegebenen 1,7 t C ha⁻¹ a⁻¹, was die bestehenden Unsicherheiten in der Bestimmung von Kohlenstoffvorräten illustriert.

Diese Bilanzen der Kohlenstoffvorratsentwicklung in Wäldern haben besondere Bedeutung, da durch die Bildung von Holz Kohlenstoff langfristig gebunden werden kann. Über die Art und Weise, wie die Produktion von Holz und der

Umgang damit gelenkt werden, kann dieser Teil des Kohlenstoffkreislaufs beeinflusst werden.

Tabelle I.1: Netto-Kohlenstoffspeicherung von Landflächen.

NBP: Netto-Biomproduktivität. Datenquellen: (FAO 1995, 2007, Janssens et al. 2003, Janssens et al. 2005, WEC 2001). Positive Werte bedeuten eine Netto-Aufnahme, negative einen Verlust von C. Angaben in Klammern sind jeweils eine Standardabweichung.

| | Europa | | | Deutschland | |
|---------------------------|-----------------|--------------------------------|---|-----------------|--|
| | Fläche (Mha) | NBP (Tg C a ⁻¹) | (t C ha ⁻¹ a ⁻¹) | Fläche (Mha) | NBP (t C ha ⁻¹ a ⁻¹) |
| <i>Wald</i> | | | | | |
| Wälder | 339 (7) | 363 (159) | 1,0708 | 10,49 | 0,645 |
| andere Ge- hölzflächen | 50 (17) | 14 (7) | 0,28 | 0,245 | |
| Subtotal | | 377 (159) | 0,969 | | |
| <i>Landwirtschaft</i> | | | | | |
| Acker | 326 (32) | -300 (186) | -0,9202 | 12,02 | -0,283 |
| Grasland | 151 (36) | 101 (133) | 0,6688 | 5,05 | 0,136 |
| Subtotal | | -199 (229) | -0,417 | | |
| <i>Moore</i> | | | | | |
| ungestört | 39 (6) | 13 (7) | 0,333 | | |
| entwässert | 16 (4) | -30 (15) | -1,875 | | |
| Abtorfung | | 50 (10) | -1,212 | | |
| Subtotal | | -67 (19) | | 1,42 | -0,064 |
| Total | 921 | 111 (279) | 0,12 | 27,805* | 0,433 |

*: ohne Moore, da diese in D zu einem großen Teil landwirtschaftlich genutzt werden und dieser Anteil unter Landwirtschaft subsummiert ist

I.1.2 „doppelte Dualität“ von Holz – Senke, Speicher, Produktsubstitution, energetische Substitution

Holz ist einer der wenigen Stoffe mit mehreren Wirkebenen in Bezug zum CO₂-Kreislauf. Zum einen spielt es im Kohlenstoffkreislauf eine Rolle im Kompartiment „Wald“, hier wiederum mit zwei unterschiedlichen Funktionen. In nicht kurzfristig aktivierbarer Form z. B. in strukturgebenden, stützenden Geweben wie Kernholz von Bäumen gebundener Kohlenstoff ist ein Speicher. Gleichzeitig ist dieser Speicher Voraussetzung für die Senkenleistung von Wald, da eine Kohlenstoffbindung in Form neuer Jahrringe am effektivsten an schon bestehendem Holz stattfindet. Im Forstbereich existiert in diesem Zusammenhang nicht umsonst der Spruch „Holz wächst nur an Holz“.

Auf der anderen Seite dient Holz im Verwendungs- und Produktbereich als Speicher und Senke: als Speicher während der Verwendungszeit eines aus Holz hergestellten Produktes, als Senke durch die Substitution von fossilen Brennstoffen, sei es als energetische oder durch Produktsubstitution. Energetische Substitution bedeutet die Verwendung von Holz an Stelle von aus fossilen Rohstoffen hergestellten Brennstoffen, z. B. den Ersatz von Heizöl durch

Brennholz. Die Produktsubstitution erfasst die Effekte der Verwendung von Holz anstelle von petrochemischen Kunststoffen oder durch hohen Einsatz fossiler Brennstoffe hergestellter Güter. Mittlerweile schon klassische Beispiele für solche Substitutionseffekte sind Aluminium (bei Fenstern) oder Beton (bei Bauwerken).

Diese multiplen Aspekte bei der Bewertung von Wald und Holz unter Klimaschutzaspekten bedingen, dass man das komplette System, die sogenannte Wald-Holz-Option, im Blick haben muss.

I.2.3 Waldbewirtschaftung im Rahmen des KP

Die oben bereits angesprochene Klimarahmenkonvention ist eine Absichtsdeklaration und enthält keine auf nachgeordneten Ebenen operablen Maßnahmen, Beschränkungen oder Grenzwerte. Diese wurden erst 1997 auf der siebten Vertragsstaatenkonferenz (COP 3, „Conference of the Parties“) in Kyoto festgelegt (UNFCCC 1997). Schwerpunkt der Regelungen waren Reduzierung von Emissionen aus technischen Bereichen (Sektoren gem. Anlage A zum Protokoll von Kyoto: Energie, Produktionsprozesse, Verwendung von Lösungsmitteln und anderen Erzeugnissen, Landwirtschaft, Abfallwirtschaft). Die Berücksichtigung von natürlichen Senken und Speichern war einbezogen worden (Art. 3.3 und 3.4 des KP), wurde aber wegen z. T. unzureichender Kenntnisse über die wissenschaftlichen Grundlagen und die eventuellen Folgen dieser Berücksichtigung für die Reduktionsverpflichtungen einzelner Mitgliedsstaaten heftig diskutiert. Hinzu kamen Bedenken der EU und der Umweltverbände, dass durch die Berücksichtigung der Senken die Emissionsreduktionsverpflichtungen walddreicher Länder kleingerechnet werden könnten und so eine effektive Verminderung des CO₂-Ausstosses unterbunden werden kann. Die Regelungen wurden jedoch in das KP integriert, da sonst nach Auskunft von an den Verhandlungen Beteiligter die Verhandlungen gescheitert wären. Mit den Erklärungen von Bonn (COP 6-2) und Marrakesh (COP 7) wurden die Bedingungen für die Berücksichtigung von natürlichen Senken konkretisiert (UNFCCC 2001b). Das KP selber setzt den Rahmen der Emissionsreduktionen, gibt jedoch keine praktische Handhabe, wie Kohlenstoffmengen und –emissionen zu messen sind. Hierfür wurden vom IPCC umfassende Handbücher erstellt, z. B. die IPCC *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry* (IPCC 2003), kurz IPCC - GPG. Diese Regelungen sind in ein Gesamtsystem eingebettet, das sicherstellen soll, dass alle beteiligten Staaten bei der Datenerhebung mit gleichen Maßstäben messen. De facto handelt es sich jedoch nicht um detaillierte Inventuranweisungen wie z. B. für nationale Waldinventuren (BMVEL 2001, Schieler & Hauk 2001), sondern es wird vorgegeben, welcher Kohlenstoffpool zu messen ist, welche Methoden in Frage kommen (s. u.) und welche Genauigkeit hierbei erzielt werden soll. Die Detailfragen sind den Nationalstaaten überlassen, da je nach regionalen Gegebenheiten unterschiedliche Verfahren zielführend sind. Die Bewirtschaftung von Wald als Einflussmöglichkeit auf den Kohlenstoffkreislauf wurde nur in Artikel 3.4 aufgenommen und die Möglichkeit der Anrechnung entsprechend bedingter positiver Effekte in die Wahl der Vertragsstaaten gestellt. Dies ist der Ebene des KP geschuldet, da im Rahmen des KP die Höhe der absoluten Änderung von Treibhausgasemissionen (indirekt ermittelt z. B. durch die Änderung von Kohlenstoffvorräten) im Fokus der Betrachtung steht, nicht die Ursache einer Änderung.

I.2 Zielsetzung der Arbeit

Die kombinierte Wald-Holz-Option steht derzeit vor dem Problem, dass verschiedenste Bereiche und Sektoren verknüpft werden müssen, um eine klimaoptimale Herangehensweise gewährleisten zu können. Auf die Optimierung einzelner Bereiche des Kohlenstoffkreislaufes gerichtete Maßnahmen können in anderen Teilen nachteilige Auswirkungen haben, z. B. steht die Maximierung der Speicherleistung in Wäldern im Gegensatz zur Substitutionsfunktion von Holzprodukten. Die Arbeit zielt darauf ab, Hilfestellung für CO₂-optimale Bewirtschaftungsweisen zu geben.

Das Oberziel einer CO₂-optimalen Waldbewirtschaftung lässt sich einfach in folgender Formel ausdrücken:

$$\Sigma (\text{Boden-C} + \text{Bestand-C} + \text{Produkt-C} + \text{substituierter C}) \rightarrow \text{max.}$$

Diese Arbeit soll deshalb analysieren, welche Arbeitsschritte zur Bestimmung der Teilbilanzen, und damit zur Erstellung einer kompletten Kohlenstoffbilanz notwendig sind, welche Informationslücken bestehen und mit Vorschläge zur Schließung dieser Lücken beitragen. Zusätzlich sollen die Wechselwirkungen zwischen den politischen Rahmenbedingungen, insbesondere aus klimaschutzpolitischen Abkommen und forstbetrieblichen Zielsetzungen analysiert werden, um auf diesem Gebiet eventuelle negative Rückkoppelungen herausarbeiten zu können. Letztlich soll ebenfalls untersucht werden, ob eine alternative Ausweitung der Holzproduktion mittels Energieholzplantagen einen nachhaltigen Beitrag zum Klimaschutz liefern kann. Aus diesen Oberzielen ergeben sich die nachfolgend beschriebenen Teilziele.

I.2.1 Wie kann man den Beitrag der Waldbewirtschaftung (inklusive der Produktverwendung) zum Klimaschutz maximieren?

Die zur Verfügung stehenden, in der Literatur diskutierten Strategien einer Waldbewirtschaftung sind:

1. Wald-Nichtbewirtschaftung (Optimierung der Speicherfunktion),
2. Wald-Bewirtschaftung (Optimierung der Senkenfunktion und der Substitutionseffekte) und
3. Anlage von Energieholzplantagen (Ausweitung der CO₂-Bindung und Substitution)

Um die beiden ersten Punkte vergleichen zu können, muss ermittelt werden, welche Mengen an Kohlenstoff unter beiden Varianten jeweils gespeichert werden und welche Mengen neu gebunden werden. Dies erfordert eine über gängige forstliche Inventurverfahren hinausgehende Erfassung der Kohlenstoffvorräte und Flüsse. In die Bewertung müssen die Effekte aus den Produktpools einbezogen werden, es muss im Idealfall also jeder Maßnahme im Forstbetrieb zugerechnet werden können, welche Einflüsse sie auf die verschiedenen Speicher im Wald *und* in den Produktspeichern hat – und wann diese Effekte eintreten.

Die C-Bilanzerstellung ist in Kapitel III.1 dargestellt. Die Verwendung von Holz in Produkten wird dort nur gestreift, da dieser Pool nach der Systematik des KP

den Sektoren Industrie bzw. Energie zuzurechnen ist. Das Thema stellt alleine für sich eine sehr große Herausforderung dar und wird derzeit von verschiedenen Arbeitsgruppen bearbeitet (Eggers 2001, Karjalainen et al. 2002, Mrosek et al. 2005). Genaue Daten über Warenströme und Verbleibsdauern sind erst seit kurzer Zeit verfügbar (siehe z. B. Mrosek et al. (2005) zur Cluster-Studie Deutschland), Kenntnisse über Substitutionseffekte sind jedoch insgesamt noch rar (Fürstenau et al. eingereicht)

I.2.2 Wie beeinflusst die politische Klimaschutz-Rahmensetzung den Optimierungsprozess?

Die Regelungen des Kyoto-Protokolls sind vordergründig sehr waldfreundlich. In Artikel 3.3 ist geregelt, dass Maßnahmen aus (Wieder-) Aufforstung positiv, Waldrodungen jedoch negativ angerechnet werden. Artikel 3.4 gibt darüber hinaus den Mitgliedsstaaten die Möglichkeit, dass „zusätzliche vom Menschen verursachte Tätigkeiten in bezug auf Änderungen der Emissionen von Treibhausgasen aus Quellen und des Abbaus solcher Gase durch Senken in den Kategorien landwirtschaftliche Böden sowie Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft den (...) zugeteilten Mengen hinzugerechnet oder von ihnen abgezogen werden“ (UNFCCC 1997). Formal wird damit die Rolle von Wald als Senke (und Speicher) sowie als Quelle von CO₂ berücksichtigt. In Hinblick auf die Klimawirksamkeit dieser Regelungen stellen sich jedoch folgende Fragen:

- 1.) Können die durch reguläre Bewirtschaftung bewirkten Änderungen in den verschiedenen Kohlenstoffspeichern im Wald gemessen werden („factoring out“ von vom Menschen verursachten Tätigkeiten)?
- 2.) Wie ist die Rückwirkung der politischen Rahmenbedingungen im KP auf die Waldbewirtschaftung, insbesondere in Deutschland?
- 3.) Ist die gefundene Regelung unter Klimaschutzgesichtspunkten optimal bzw. an welchen Stellen sind Verbesserungen angeraten?

Die Entscheidungsfindung in Forstbetrieben berücksichtigt überwiegend andere Ziele als Klimaschutz oder C-Speicherung. Die Auswirkungen des KP und der auf ihm aufbauenden Regelungen auf die Waldbewirtschaftung sind deshalb indirekt und müssen separat herausgearbeitet werden. Eine umfassende Darstellung der derzeitigen Regelungen und die Analyse der o. a. Punkte erfolgt in Kapitel III.2.

I.2.3 Bedeutung von Energieholzplantagen für zusätzliche Holzproduktion?

Energieholzplantagen zur Erzeugung von Hackschnitzeln oder Industrieholz in niederwaldähnlichen Kurzumtriebsverfahren sind derzeit eine diskutierte Möglichkeit zum Anbau von Energiepflanzen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen. Erfahrungen über entsprechende Anbauten liegen für Deutschland nur begrenzt vor. Kapitel III.3 enthält eine regionalbasierte Modellstudie zu derzeitigen Ertragspotentialen sowie deren Nachhaltigkeit unter möglichem zukünftigem Klima. Ökologische Aspekte der Energieholzplantagenwirtschaft werden ebenfalls betrachtet, da die großflächige Einführung entsprechender Produktionssysteme

Auswirkungen auf landschaftsökologischer Ebene hat, die bei einer umfassenden Nachhaltigkeitsforderung nicht vernachlässigt werden dürfen.

I.2.4 Ausgeschlossene Bereiche

Im Rahmen dieser Arbeit werden soziale und volkswirtschaftliche Aspekte und Wechselwirkungen nicht berücksichtigt. Es ist z. B. davon auszugehen, dass eine vermehrte Anlage von Energieholzplantagen Auswirkungen auf z. B. die Preise von Hackschnitzeln (auch Waldhackschnitzeln) und Industrieholzsortimenten sowie auf den Arbeitskräftebedarf im ländlichen Raum hat. Entsprechende Analysen sind in der gebotenen Tiefe – analog der in Mrosek et al (2005) dargestellten Betrachtung – im Rahmen einer einzelnen Arbeit nicht leistbar, werden durch die vorliegende Arbeit jedoch erleichtert.

I.3 Chancen und Grenzen des gewählten Ansatzes

I.3.1 Chancen

Normalerweise werden Kohlenstoffflüsse in der Ökosphäre gemessen (Abb. I.1, Badeck & Rock 2005b). Externe Effekte, z. B. *leakage* oder Preiseffekte auf der Basis von CO₂-Zertifikaten, haben jedoch keinen direkten Bezug zum betrachteten Ökosystem, sondern resultieren aus dem das System „Wald“ umgebenden sozio-ökonomischen Rahmen. Sie können deshalb nur mit Methoden ermittelt werden, die diesen Rahmen erfassen.

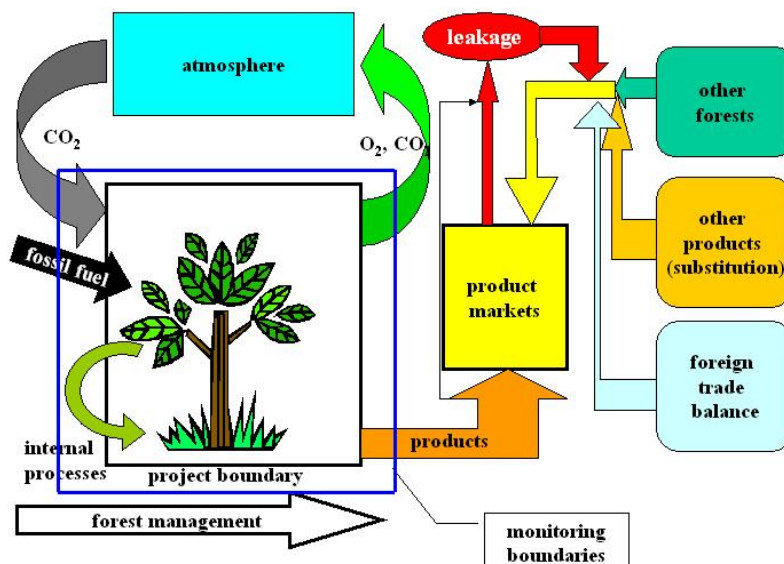


Abbildung I.1: Kohlenstoffflüsse zwischen einem (bewirtschafteten) Wald und der ökologischen sowie sozio-ökonomischen Umgebung (Badeck & Rock 2005c).

Die Grenzen des betrachteten Systems bestehen darin, dass ein systemanalytischer Ansatz Inventurverfahren und Beobachtungen aus der Ökosphäre zur Erfassung der Kohlenstoffströme benutzt. Effekte wie z. B. "leakage" resultieren jedoch aus ökonomischen oder sozialen Gegebenheiten, die so nicht erfasst werden können.

Der gewählte Ansatz einer Betrachtung des Gesamtsystems in drei Teilbereichen wird dieser Rahmensetzung und der realen Situation in Deutschland gerecht: die Entscheidungen in der Bewirtschaftung von Wäldern werden auf Ebenen getroffen, die das KP nicht direkt erreicht und die direkte Auswirkungen im Ökosystem Wald haben. Die Entscheidungsträger, die auf nationaler und internationaler politischer Ebene über die Regelungen im Bereich Klimaschutz entscheiden, haben einen anderen Kompetenz- und Bewertungsrahmen als Waldbewirtschaftler. Darüber hinaus ist die Zuordnung von Energieholzplantagen derzeit noch problematisch. Sie sind weder vollständig als landwirtschaftliche Bodennutzung noch als reguläre Forstwirtschaft akzeptiert.

Alle drei Bereiche müssen jedoch betrachtet werden, wenn man den Beitrag von holziger Biomasse zum Klimaschutz optimieren möchte.

I.3.2 Grenzen des gewählten Ansatzes

Der gewählte Ansatz ist durch die leistbare Betrachtungstiefe und durch die Ausrichtung auf praxisrelevante Aspekte der Waldbewirtschaftung begrenzt. Es bestehen z. B. Differenzen zwischen den Ergebnissen von C-Vorratsermittlungen durch eddy-flux-Messungen einerseits und den Hochrechnungen bestehender Inventuren andererseits (House et al. 2003, Janssens et al. 2003, Liski et al. 2003, Richter et al. 1995). Es besteht deshalb die Gefahr, dass je nach verwendetem Inventursystem die Ergebnisse und damit Rückschlüsse der Analyse anders ausfallen können. Da eddy-flux-Messungen so aufwändig sind, dass sie für kleinräumige fallbezogene Messungen de facto nicht in Frage kommen, sind ihre Ergebnisse im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter betrachtet worden. Sie sind natürlich bei der Parametrisierung von Modellen und als Vergleichsmaßstab für umfassende Bilanzansätze hilfreich.

I.4 Fachpublikationen, die Bestandteil der Arbeit sind

I.4.1 Liste der Publikationen

Die folgenden Publikationen sind im Wortlaut als Unterkapitel in die Arbeit eingebaut worden:

Kapitel III.1:

- [1] Rock, J. (2007): Suitability of published biomass equations for aspen in Central Europe – results from a case study. *Biomass & Bioenergy* 31(2): 299 - 307.
- [2] Rock, J., F. W. Badeck & M. Harmon (im Druck): "Estimating decay rates for European tree species from literature sources." (*Europ. J. For. Res.*)
- [3] Nabuurs, G. J., Thürig, E., Heidema, N., Armolaitis, K., Biber, P., Cienfiala, E., Kaufmann, E., Mäkipää, R., Nilsen, P., Petritsch, R., Pristova, T., Rock, J., Schelhaas, M.J., Sievanen, R., Somogyi, Z., Vallet, P. (im Druck): The hotspots of the European forests carbon cycle. (*Forest Ecology and Management*)

Kapitel III.2:

- [4] B. Schlamadinger, N. Bird, T. Johns, S. Brown, J. Canadell, L. Ciccarese, M. Dutschke, J. Fiedler, A. Fischlin, P. Fearnside, C. Forner, A. Freibauer, P. Frumhoff, N. Hoehne, M.U.F. Kirschbaum, A. Labat, G. Marland, A. Michaelowa, L. Montanarella, P. Moutinho, D. Murdiyarso, N. Pena, K. Pingoud, Z. Rakonczay, E. Rametsteiner, J. Rock, M.J. Sanz, U.A. Schneider, A. Shvidenko, M. Skutsch, P. Smith, Z. Somogyi, E. Trines, M. Ward, Y. Yamagata (2007): A synopsis of land use, land-use change and forestry (LULUCF) under the Kyoto Protocol and Marrakech Accords. *Environ. Sci. Policy*, doi:10.1016/j.envsci.2006.11.002
- [5] Rock, J. & F. Badeck (im Review): Practical considerations on the implementation of forest management under article 3.4 of the Kyoto Protocol - how to solve practical problems of monitoring the efforts? (eingereicht bei: Mitigation and Adaptation Strategies)

Kapitel III.3:

- [6] J. Rock, P. Lasch, F. Suckow, F.-W. Badeck (im Review): Current and future potentials for short-rotation coppice fuelwood plantations – an example from Germany. (eingereicht bei: New Forests)
- [7] Rock, J. (2007): Ökologische Aufwertung von Energieholzplantagen - Möglichkeiten und Kosten. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* 2: 60 – 66.

Die Nummerierung der Tabellen und Abbildungen folgt dem Kontext des jeweiligen Originalartikels. In den zusätzlichen Textteilen wurde die Kapitelnummer in die Nummerierung einbezogen um diese Texte von den Publikationen abzuheben. Zur Vermeidung unnötiger Redundanz sind alle Literaturangaben in einem Gesamtverzeichnis am Ende der Arbeit zusammengefasst.

I.4.2 Beiträge zu den Artikeln

Ich bin für Einleitung, Zusammenfassung und Diskussion sowie alle nicht als Bestandteil einer Publikation gekennzeichneten Abschnitte dieser Arbeit verantwortlich. Bei den Publikationen war ich bei 1. und 7. für den gesamten Artikel alleine verantwortlich und bei 2., 5. und 6. für die Ansätze, Teile der Methodik und den jeweils größten Teil der Analyse und der Abfassung der Artikel. Für 3. und 4. leistete ich Beiträge zur Konzeption, Analyse und Verfassung der Artikel.

II Methodenüberblick

Die Untersuchungen basierten auf den in Tabelle II.1 dargestellten Methoden. Details sind jeweils in den entsprechenden Kapiteln beschrieben, da bei der Anzahl der Themen und der Vielzahl von Methoden eine getrennte Darstellung von Methoden und Ergebnissen nicht zielführend ist.

Tabelle II.1: Themen der Arbeit und verwendete Methoden

| Untersuchungsthema: | Methode(-n): |
|---|------------------------------------|
| Forstinventuren | Literaturstudie |
| Biomassebestimmung | Literaturstudie, Fallstudie |
| Kohlenstoffdynamik nach Störungen | Literaturstudie, Expertenbefragung |
| Waldbewirtschaftung und Kyoto-Protokoll | Literaturstudie |
| Energieholzplantagen | Modellierung |

Für die Simulation des Wachstums von Energieholzplantagen musste ein geeignetes Modell gesucht werden. Die Anforderungen an dieses Modell stellten sich dabei wie folgt dar:

- Möglichkeit der Berechnung des Einflusses von Klima (-änderungen),
- Möglichkeit der Simulation von Wachstum auf verschiedenen Standorten,
- Berechnung von
 - o Biomassebildung und
 - o Grundwasserneubildung.

Generell liegen für die Abschätzung von Waldwachstum seit über zweihundert Jahren Modelle vor (Pretzsch 2001). Im Laufe der Zeit wurden einfache, empirisch basierte Ertragstafeln zu hochkomplexen Wuchssimulatoren weiterentwickelt. Insgesamt kann man folgende Arten von Waldwachstumssimulatoren unterscheiden (nach Pretzsch 2001):

- Ertragstafeln (inklusive biometrische Modelle derselben)
- Bestandeswuchsmodelle
- Einzelbaumorientierte Managementmodelle
- Kleinflächen-Sukzessionsmodelle
- Ökophysiologische Wuchsmodelle

Ertragstafeln, die in graphischer und / oder tabellarischer Form Referenzkurven für das Wachstum von Waldbeständen über die Zeit enthalten, sind die ältesten Modelle die noch heute in der Praxis eine weite Verbreitung haben. Sie sind mit relativ wenigen Ausnahmen nur für Reinbestände und eine geringe Bandbreite

an Bewirtschaftungsvarianten gültig. Basierend auf historischen Daten ist die Übertragung ihrer Werte auf andere als die erfassten Zeiten, Klimate oder Standorte als sie die Ausgangsbestände durchwachsen haben, schwierig und oft ungenau.

Bestandeswuchsmodelle schreiben die vorliegende Verteilungsform von z. B. Höhen und Durchmessern in einem Bestand über die Zeit fort. Sie basieren ebenfalls auf Versuchsflächendaten, sind je nach verwendetem Ansatz unterschiedlich komplex und liefern unterschiedlich detaillierte Ergebnisse. Auch für sie gilt dass eine Übertragung auf andere Bedingungen als sie bei der Modellerstellung mit eingeflossen sind schwierig ist.

Einzelbaumorientierte Wuchsmodelle berechnen das Wachstum von Einzelbäumen in Abhängigkeit von den Wuchskonstellationen im Bestand, z. B. in Abhängigkeit von individuellen Dimensionen und Dimensionsrelationen zwischen den Bäumen. Positionsabhängige Modelle „kennen“ dabei jeden Baum im Bestand und kalkulieren z. B. die individuelle Zuwachsleistung unter Berücksichtigung der Kronendimensionen der direkten Nachbarn. Positionsunabhängige Modelle benötigen keine Stammfußkoordinaten und sind deshalb oft für Praktiker interessant. Sie berechnen Zuwächse (oder das Absterben) von einzelnen Bäumen anhand ihrer Position z. B. in einer Durchmesserverteilungskurve über den Gesamtbestand. Diese Modelle sind in der Lage, Bestände individuell abzubilden und z. B. am Computerbildschirm die Auswirkungen von Durchforstungseingriffen abzuschätzen, weshalb sie derzeit als die Nachfolger der klassischen Ertragstafeln für den praktischen Forstbetrieb gelten können. Sie basieren jedoch – in ihrer Grundform zumindest – auf empirisch gewonnenen Kenntnissen über Wuchsrelationen und sind deshalb nur bedingt in der Lage, Klimateffekte abzubilden. Ihr möglicher Detaillierungsgrad macht großflächige Berechnungen darüber hinaus sehr rechenaufwändig.

Kleinflächen-Sukzessionsmodelle („gap models“) beschreiben das Wachstum von Bäumen in Abhängigkeit von Licht-, Klima- und Bodenverhältnissen und der Wasserversorgung auf dem entsprechenden Standort. Steuergrößen sind der Durchmesser in Brusthöhe und sein Zuwachs, dargestellt als der unter optimalen Bedingungen zu erwartende potentielle Zuwachs, jedoch reduziert um die Effekte der realen Bedingungen an Licht, Klima, Boden und Wasser. Sie basieren auf statistisch ableitbaren Beziehungen zwischen Umweltvariablen und Wachstum und leiten damit über zu den ökophysiologischen Wuchsmodellen. Ihr Anwendungsgebiet ist die Beschreibung von Sukzessionen bei sich ändernden Standortsbedingungen.

Ökophysiologische Wuchsmodelle basieren auf den Parametern Photosynthese, Respiration und Allokation, trennen sich also a priori von den für die anderen Modelle wichtigen Zustands- bzw. Dimensionsvariablen der Bäume. Zielgröße ist nicht die getreue Beschreibung des Systemverhaltens, sondern der Systemstruktur. Dies ermöglicht die Erfassung von Auswirkungen, über die noch keine bzw. noch nicht ausreichende empirische Erfahrungen vorliegen, da davon ausgegangen werden kann, dass sich die grundlegenden ökophysiologischen Mechanismen nicht ändern und zumindest innerhalb einer Art konstant sind. Da die zeitliche Auflösung dieser Modelle sich an den erfassten Prozessen orientiert, sind sie für praktische Anwendungen zu rechenaufwändig. Ihre Anwendung findet sich in Ökosystemstudien z. B. zu kombinierten Auswirkungen von Stoffeinträgen und Klimawandel. Je nach gewähltem Berechnungsan-

satz und Nähe zu klassischen forstlichen Kenngrößen unterscheidet Pretzsch (2001) vier Gruppen von ökophysiologischen Modellen. Die erste berechnet Stoffflüsse und Produktion auf Bestandesebene, die zweite orientiert sich an einem repräsentativen Mittelstamm des Bestandes, die dritte Gruppe rechnet ebenfalls mit Mittelstämmen, bezieht diese aber auf Kleingruppen (Kohorten) innerhalb des Bestandes, und die vierte schließlich arbeitet auf der Organ- bzw. Einzelbaumebene.

Das am Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung verfügbare ökosystemare Wachstumsmodell 4C („**FOR**est **E**cosystems in a **C**hanging **E**nvironm**EN**t“, (Bugmann 1997, Lasch et al. 2002)) gehört zur Gruppe der Kohortenmodelle. Es bildet das Wachstum von Baumbeständen als Wachstum innerhalb dieser Kohorten, die wiederum aus Bäumen gleicher Größe und Eigenschaften bestehen, ab. Im Extremfall ist die Stammzahl innerhalb der Kohorte gleich „1“, so dass dieses Modell auch auf der Einzelbaumebene rechnen kann. Der Rechenaufwand ist in diesem Fall jedoch sehr groß. Für die Simulation von Baumwachstum liegen mit diesem Modell umfangreiche Erfahrungen vor (Fürstenau et al. 2007, Lasch et al. 2005). Es erfüllt darüber hinaus die eingangs beschriebenen Anforderungen an ein für diese Untersuchung geeignetes Modell und es lag somit nahe, es für die Modellierung der Energieholzplantagen zu verwenden. Details zur Parametrisierung und Validierung des Modells für Energieholzplantagen sind in Kapitel III.3 beschrieben.

III Details und Ergebnisse der Untersuchungen

III.1 Anforderungen an ein KP-gerechtes Monitoring von Kohlenstoffvorräten in Wäldern

III.1.1 Anforderungen nach LULUCF-GPG 2003

Die Erfassung von Kohlenstoffvorräten im Wald muss den Anforderungen IPCC Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry (IPCC 2003) genügen. Diese sehen für das Monitoring von Kohlenstoffpools 12 Landnutzungskategorien, fünf verschiedene Speicher und drei Genauigkeitsstufen („*tier*“) mit jeweils zunehmenden Anforderungen an die Datengrundlage und die Genauigkeit des Verfahrens vor.

Die 12 Landnutzungskategorien sind:

- Wald,
- Grasland,
- Acker,
- Feuchtgebiete,
- Siedlungsflächen,
- sonstige Flächen,
- sowie jeweils im Berichtszeitraum in diese Typen konvertierte Landflächen.

Für diese Arbeit war nur die Kategorie „Wald“ interessant. In Wald überführte oder gerodete Flächen können nach der gleichen Methodik aufgenommen werden und alle anderen Flächen sind für die Holzproduktion und den Wald-Holz-Bereich uninteressant bzw. gehen ihm verloren. Energieholzplantagen als Sonderform der landwirtschaftlichen Flächennutzung können als „Wald“ im ökologischen (nicht rechtlichen) Sinne verstanden und mit der gleichen Methodik erfasst werden.

Für jede Landnutzungskategorie sind die folgenden fünf Kohlenstoffspeicher zu erheben:

- Lebende Biomasse (oberirdisch)
- Lebende Biomasse (unterirdisch)
- Totholz
- Auflagehumus, Streu
- Biomasse in Böden

Die anzuwendende Stufe ergibt sich aus der Wichtigkeit einer Kategorie (als Treibhausgasquelle oder –senke) für den jeweiligen Staat, den verfügbaren Daten und Methoden und den verfügbaren materiellen und personellen Ressourcen eines Staates:

Tier 1: Verwendung von Basismethodik aus den GPG sowie Anwendung von Basis-Faktoren für Emissionen, Holzdichte etc. Die Datenbasis ist meistens grob und besteht z. B. aus nationalen Durchschnittswerten und / oder Angaben aus globalen Datenbanken bzw. Landnutzungskarten.

Beispiel: Kohlenstoffspeicherung im Wald in Afghanistan (fehlende Daten und Ressourcen).

Tier 2: Verwendung der gleichen Methodik wie bei Tier 1, aber Emissionsfaktoren und Aktivitätsdaten liegen aus nationalen Erhebungen vor (zumindest für die wichtigsten Landnutzungsarten bzw. Aktivitäten) und sind feiner aufgelöst als bei 1. Beispiel: In einem Staat existiert keine detaillierte Waldinventur, jedoch eine Flächeninventur mit Landnutzungsarten, die regelmäßig aktualisiert wird sowie Daten zu durchschnittlichen Altersklassen- und Vorratsverteilungen in verschiedenen Regionen.

Tier 3: Verwendung hochaufgelöster Daten (sub-nationale Skalen und / oder feinmaschige Netze) aus Wiederholungsinventuren und Modellierungen. Die Methoden müssen an die Eigenheiten des Landes angepaßt sein. Beispiel: Es liegt eine detaillierte Waldinventur inklusive z. B. regionalisierter Biomassegleichungen vor (Canada).

III.1.2 Status quo

III.1.2.1 *Forstinventuren inklusive Holzerntestatistik für oberirdisches (Derb-) Holzvolumen*

Die Untersuchung der Brauchbarkeit bestehender Forstinventuren für Kyoto-Protokoll gerechte Monitoringaufgaben war Aufgabe des EU-Forschungsprojektes „CarboInvent“ (Kontrakt-Nummer: EVK2-2002-00157). Basis für die Erfassung bestehender Inventurverfahren waren Studien zum Vergleich nationaler Waldinventuren (European Commission 1997a, 1997b) und nationale Inventurverfahren (BMVEL 2004a, Landesforstverwaltung NRW 1997, Polley et al. 2004, Schieler & Hauk 2001). In Tabelle III.1 sind die unterschiedlichen Kohlenstoffspeicher, die für ihre Inventarisierung vorgesehenen Methoden und die derzeit verfügbaren Datenquellen in Deutschland dargestellt. Im Rahmen dieser Arbeit war zu klären, ob die in Deutschland verfügbare Methodik *im Prinzip* ausreicht, um die Änderungen in diesen Pools zu erfassen und welche zusätzlichen Erhebungen eventuell noch getätigt werden müssen. Die Untersuchung der Genauigkeit der Erhebungen war Bestandteil eines anderen Arbeitspaketes und wird hier nicht weiter betrachtet, da diese durch geeignete Inventurverfahren und –dichten an die Erfordernisse angepasst werden kann. Die bisherigen Daten aus der Forsteinrichtung (betriebliche wirtschaftsorientierte Inventur und periodische Planung) sowie die von der Erhebungsmethodik ähnliche Bundeswaldinventur sind am Holzvolumen orientiert, nicht an der Biomasse oder dem Kohlenstoffvorrat. Sie geben recht genaue Aussagen über oberirdische Volumina und sind zusammen mit einer entsprechenden Holzern-testatistik zur Vorratsbestimmung von Wäldern geeignet (Köhl & Kenter 2005, Köhl et al. 2005).

Generell gibt es verschiedene Stufen von Inventuren mit unterschiedlicher Methodik, Geltungsräumen und Genauigkeiten (von der Bundeswaldinventur für Deutschland als Stichprobeninventur mit äquidistanten Aufnahmepunkten bis zu betriebsindividuellen Inventuren mit selektiver Vollflächenaufnahme).

Tabelle III.1: Kohlenstoffspeicher im Wald, verlangte Inventurmethodik nach IPCC-GPG LULUCF und verfügbare Datenquellen in Deutschland (Begriffe: BWI: Bundeswaldinventur, BEF: Biomasse-Expansionsfaktoren, BÜK: Bodenübersichtskarte, FE: Forsteinrichtung, HES: Holzerntestatistik)

| Kohlenstoffspeicher | Inventurvariablen nach IPCC-GPG | Genauigkeitsanforderung nach IPCC GPG : | Verfügbare Datenquellen | Mögliche Genauigkeit (Ergebnisse Carbolinvent) | Bemerkung |
|------------------------|---|---|--|--|--|
| Oberirdische Biomasse | Holzvolumen | < 30% | BWI, FE | 0,21 – 2,9% | Keine regionalen Unterschiede Nur wenige Baumarten, keine reg. Unterschiede Wenige Quellen Keine regionalen Unterschiede Zusammenfassung schwierig Wenige Informationen Wenige Informationen Wenige Informationen |
| | Rohdichte BEF | < 30% | Literatur (Literatur) | 2 – 5% (C-Masse) 4 – 13 % | |
| Unterirdische Biomasse | Wurzel-Sproß-Verh. Kohlenstoffanteil | < 30% | (Literatur) (Literatur) | | Wenige Informationen Wenige Informationen Zusammenfassung schwierig, wenige Informationen Sehr wenige Informationen Sehr wenige Informationen Regionalisierung schwierig Regionalisierung schwierig Regionalisierung schwierig Regionalisierung schwierig Wenig Informationen Keine Informationen Wenige Informationen Wenige Informationen Wenige Informationen |
| | Erntevolumen | k. A. | HES | | |
| | Brennholz | < 30% | (HES) | | |
| | Ernterückstände | k. A. | (HES) | | |
| | Störungen | k. A. | (HES) | | |
| | Fläche (-änderung) | k. A. | --- | | |
| | Wurzel-Sproß-Verh. Kohlenstoffanteil | 1 – 15% | BWI, FE, ... (Literatur) (Literatur) | | |
| Totholz | Eintrag (Masse) | < 30% | (HES) | | |
| Auflagehumus, Streu | Abbau (Masse) | | --- | | |
| | Zersetzungsrage | | (---) | | |
| | Eintrag (Masse) Abbau (Masse) Zersetzungsrage | ~ 1 (total) k. A. | Literatur Literatur Literatur | | |
| Biomasse im Boden | Vorrat | < 40% (Dichte), ~ 2 (Steinne) 1 – 15% (Fläche) | Literatur, BÜK | ~ 45% | |
| | Zustandsänderungen Management | | --- | | |
| | Störungsregime | | --- | | |
| | Drainage | | --- | | |
| | Emissionsfaktor für Drainage | ~ 2 | Literatur | | |

Für die Bestimmung der Biomasse muss ein ermitteltes Volumen mit der Dichte und dem Kohlenstoffgehalt der Trockenmasse multipliziert werden. Dies kann in einem Schritt über Biomasseexpansionsfaktoren, die vom Volumen ausgehen, geschehen. Je nach Zielgröße sind Zuschläge für unterirdische Biomasse notwendig. Alternativ können Biomassegleichungen verwendet werden, die direkt aus den Inventurdaten die Bio- oder Kohlenstoff-Masse von Bäumen errechnen.

Tabelle III.1 zeigt, dass in den Bereichen Biomasse, Störungen (Windwurf, Feuer), Totholz und Management wenige Informationen verfügbar sind. Zu den Themen „Biomassebestimmung“ und „Totholz“ sind eigenständige Publikationen erschienen bzw. im Reviewprozess (siehe Kapitel III.1.3.1 und III.1.3.2). Da die Erhebungsmethodik für den Einfluss von Störungen ebenfalls für ein „*factoring out*“, d. h. für die Abgrenzung menschlichen Einflusses auf die Kohlenstoffvorräte von natürlichen, klimabedingten und / oder historisch bedingten Effekten, geeignet ist, werden diese in Kapitel III.1.3.3 kombiniert behandelt.

Die Verwendung von Holz in Produkten ist nach der Systematik des KP den Sektoren Industrie bzw. Energie zuzurechnen und ist in Kapitel III.2 integriert.

Ein generelles Problem liegt in der Datenbeschaffung, da für die meisten Waldflächen in Deutschland nur je nach Waldbesitzart keine zentralen Informationen vorliegen oder, wenn sie auf der Grundlage von Bewirtschaftungsverträgen etc. doch vorliegen sollten, nicht entsprechend ausgewertet werden dürfen.

III.1.2.2 Bodenkarten, Bodenprofilbeschreibungen für Bodenkohlenstoff

Böden sind sehr heterogen, so dass eine Kohlenstoffinventur nur bedingt möglich ist, in der Regel jedoch wenigstens eine relativ große Stichprobe erfordert (Baritz et al. 2005, Smith 2004). Detaillierte Feldinventuren liegen in den seltensten Fällen vor und Angaben aus Bodenkarten sind aufgrund deren generalistischer Natur für konkrete Einzelflächen in der Regel wenig geeignet. Im Rahmen dieser Arbeit war eine detaillierte Beschäftigung mit entsprechenden Inventuren nicht möglich. Die qualitativen Einflüsse von Störungen und Management auf Bodenkohlenstoffvorräte wurden jedoch analysiert und sind in Jandl et al. (2007) dargestellt worden.

Die Freisetzung von C aus dem Boden hängt sehr stark davon ab, wie intensiv eventuell Auflagehumus und Mineralboden durchmischt werden und wieviel Strahlung an den Boden gelangt (Jandl et al. 2007). Für die Charakterisierung z. B. der Stärke von Managementeingriffen oder Störungen sind deshalb auch Angaben zu verwendeten Verfahren und der eingesetzten Maschinenteknik hilfreich (Badeck & Rock 2005c, Badeck et al. 2005a).

III.1.3 Zusätzlich notwendige Aufnahmen

III.1.3.1 Biomassegleichungen

Untersuchungen zur Bestimmung des Kohlenstoffgehaltes von Gehölzbeständen über Biomasse-Expansionsfaktoren, die der Hochrechnung von Inventurdaten dienen, wurden kürzlich von Lehtonen (2005) vorgestellt. Eine andere Möglichkeit besteht in der Verwendung von Biomassegleichungen. Zianis et al. (2005) haben eine umfassende Datenbank mit Biomassegleichungen publiziert, Angaben über die Anwendung und Übertragbarkeit von Gleichungen auf andere als die Ausgangsregionen lagen für Mitteleuropa jedoch nicht vor. Die hierzu durchgeführten eigenen Analysen sind im Frühjahr 2007 publiziert worden (Rock 2007b):

Suitability of published biomass equations for aspen in Central Europe – results from a case study.

Joachim Rock, Potsdam Institute for Climate Impact Research, Global Change and Natural Systems Department, P.O. Box 60 12 03, D – 14412 Potsdam, Germany

This is the author's version of a work published by Elsevier. The definitive version is available at <http://www.sciencedirect.com>, doi:10.1016/j.biombioe.2007.01.003

Abstract

Published biomass equations were applied to sample trees from a 18 year old *Populus tremula* (L.) x *P. tremuloides* (Michx.) ("Astria") stand in Germany and compared with the measured dry weights. Equations originally developed for quaking aspen did not perform better than equations derived from European aspen data. The complexity of equations also did not influence the mean percent deviation of calculated dry weights from measured dry weights. Equations derived from measurements in short rotation coppice cultures grossly overestimated weights. The accuracy of the predictions of total tree biomass changed according to the gradient in height : diameter-ratio of the sample trees of the original studies. Equations from trees with similar h/d-ratio as the sample trees were more accurate than others. When equations from the literature are used to estimate biomass for given stands equations that resulted from sample trees with similar height : diameter-ratios should be preferred.

Keywords: allometry, height : diameter-ratio, circumboreal aspen, carbon accounting, short-rotation forestry, fuel wood

Introduction

Estimates of stand biomass are important for assessing carbon stocks for Kyoto reporting requirements and for calculating anticipated sales revenues for e. g. wood for energy production. Traditionally, forest inventories provide volume estimates, often volume of merchantable timber per unit of area only. To obtain biomass or carbon stocks the volume is multiplied by expansion and / or conversion factors. This approach is used with aggregated data, for example stand level, regional or even nationwide forest inventory data, and it is subject to large

uncertainties caused by the variation inherent in the large respective dataset (Lehtonen et al. 2004). On a single-tree basis, biomass equations that calculate tree compartment dry weights or total tree biomass from an easily measurable variable (normally dbh), are applied (cf. Zianis et al. 2005). Establishing biomass equations from own field measurements is expensive, so using already published functions is tempting. In this study, several biomass equations taken from the literature were applied to data from an aspen stand to assess the accuracy of these equations when they were applied outside the geographic range they were established for.

Traditionally poplars play a minor role in European temperate forestry. For example, in Germany they are mostly restricted to plantations and possibilities to include them in nature-like forestry schemes are very limited, due to their restriction to certain site types, e. g. floodplain areas, or seral stages in successions. As a result only about 1.0% of Germany's forest area is stocked with poplars, mostly post-war plantations. The importance of poplar species increases due to the role they can potentially play in afforestation of former arable land, especially as fuel wood for producing "regenerative" energy in short-rotation coppice culture and for pulp wood. For both products information about dry weight, not volume is needed to assess sales revenues, thus biomass equations can be expected to see considerable use in the near future. Knowledge exists about the performance of short-rotation plantations (Benbrahim et al. 2000, Tuskan & Rensema 1992), but information on biomass production in pulp wood stands in Germany is rare. Existing information covers a variety of poplar species and clones that often are usable only under a very limited range of site conditions (Hofmann-Schielle et al. 1999). Among the species of interest aspen can be considered as one of the most important (Hofmann 1999b, Liesebach et al. 1999a), as it is a species naturally common in the early stages of succession on a variety of site types, can be planted under a wide range of site conditions, and also can be included in forestry certification schemes more easily than e. g. clones of non-native species.

Biomass inventories are costly and allometric equations that relate the biomass of trees or components to easily accessible variables are commonly used for estimation (Arthur et al. 2001, Evert 1985, Smith & Brand 1983). Various equations have been published, e. g. Ter-Mikaelian & Korzukhin (1997), but information on their performance in central Europe is scarce. In 2001, the author had the chance to determine the carbon content of an 18-year-old aspen stand in the state forest district of Paderborn, Northrhine-Westphalia, Germany. The data acquired in this study were used to assess the suitability of different biomass equations taken from the literature for this specific sample stand and the error associated with using these equations for biomass estimation.

Material and methods

Study site:

The study site was located in the state forest district Paderborn, Northrhine-Westphalia, Germany at approximately 51°41'34" N, 8°56'30" E (BKG 1998).

The region is mountainous with sub-oceanic climate. Planting took place in 1982 on a stagnogley at an elevation of 300m. Spacing between trees and rows was 5 meters and plants of the *Populus tremula* (L.) x *P. tremuloides* (Michx.) clone "Astria" were used. No tending of the stand was done until the study was conducted.

Choice of trees and sampling methods

The sampling method followed Joosten and Schulte (2002). In November 2001, 16 trees representing the entire range in height and dbh (diameter at breast height, all measurements are over bark) were selected and cut. Stump height and tree length were immediately measured with a steel tape. The trees were then towed to the nearest skid road or onto an adjacent meadow. Here, the trees were dissected into stem wood and crown material / branches at a diameter of 7cm. This diameter was measured crosswise using standard calipers. Branches that broke off during felling, and that could be attributed to the tree felled, were taken out of the stand manually and added to the crown material. The stem wood was further divided in sections of 5m length (if appropriate) and each section was weighed separately with an electronic draught power gauge with a scale of 5kg. In case of small tree dimensions sections were weighed together to maximize work load of the gauge and to thus minimize weighing errors. The tree top and all branch sections with a top diameter of 7cm were weighed together. The length (to the nearest centimeter) and diameter at mid-section (to the nearest mm) of all sections were measured. After weighing disks were cut from the base, at midsection and from the top of the first section, from the midsection and top of every following section of the stem and from the mid-section of the tree top and from every branch with a top diameter of 7cm over bark. The disks were immediately wrapped in polyethylene to prevent water loss and transported to the laboratory.

The crown material, i.e. all branches smaller than 7cm in diameter at the largest end and all twigs, was chipped completely with a chaffer used for chipping woody residues from landscaping works. 10 well-mixed 250ml samples per crown were taken and placed in glass flasks of known weight and volume. In the laboratory, the fresh weight of these samples and the disks was determined. All samples were dried at 105°C to constant weight. The relative weight loss of these samples was used to calculate dry weight of the stem sections and the crown material of the sample trees.

Stem wood dry weight, crown material dry weight and total aboveground biomass dry weight were regressed on breast height diameter using the power function $dw = a * dbhb$. To assess the accuracy of the parameters the regressions were also done with each one of the trees left out of the calculation and calculating the standard error of the mean of the resulting distributions of a and b. The same set of equations was used to calculate the weights of the components of the tree left out. This approach yielded a cross validation estimate of the robustness of the equation derived from all data of the sample stand.

To assess the performance of biomass equations found in the literature some equations that used dbh as at least one variable were applied (table 1). Care was taken that the tree dimensions found at the test site were covered by the

sample sites the equations had been derived from. Exceptions are the equations from Johansson (1999) and Korsmo (1995). The first was included as example for the performance of equations developed for short-rotation forestry with aspen on agricultural lands and the latter as example from a region with climatic conditions more similar to northern Germany than boreal northern America or boreal Scandinavia. The equations of Campbell et al. (1985), Johansson (2002), Johnstone and Peterson (1980), Korsmo (1995), and Pastor et al. (1984) are generalized equations meant to be used over a wide range of conditions while equations from Wang et al. (1995) are derived for boreal sites in British Columbia and Ruark et al.'s (1987) work was concentrated on north-central Wisconsin. The latter work was also included to analyze the performance of constant and variable allometry equations. Most biomass studies had been done on natural stands except Johansson (1999) and Snorrason and Einarsson (2004). The latter work was included as an example of an equation for non-aspen poplar species. The equations have differing complexity, cover wide diameter and height spans and were established from circumboreal locations (table 1). If several equations were given by the authors the power function was used for comparisons. Equations given in log-transformed units were transformed back to arithmetic units to allow for easier comparisons.

Another problem encountered was that some authors used log-transformed data in combination with linear regression in their studies to calculate the biomass equations, but only (Ruark et al. 1987) gave correction factors to account for the bias that results from this approach (Sprugel 1983, Ter-Mikaelian & Korzukhin 1997). It was not possible to calculate a correction factor for some equations because relevant information was missing from publications, so all equations derived from log-transformed data were used without correction. The bias introduced ranged from 0.5 to 3.7 percent for total aboveground biomass (Campbell et al. 1985) and from 1.0 to 2.8 percent (Ruark et al. 1987) for bole and branch biomass. These deviations are relatively small and can be neglected in this paper.

Table 1: Sources of the equations used for comparison, species and equations used, dimensions of sample trees in the studies and regions they were originally estimated for. Values in parentheses were estimated from figures or other information in the study cited, n.a. indicates that no data was given in the original studies. Some equations were transformed to arithmetic units, weights given in kg and / or dbh given in cm.

| source: | species: | equation(-s): ovendry weight (kg) = | dbh (cm) | height (m) | h/d-ratio (cm/cm) | stand density | region: |
|--|---------------------------------|--|--------------------------------------|------------------------------------|--------------------------------|--|---|
| Campbell, Liefjers and Pielou (1985) | <i>Populus tremulooides</i> | area 1: total = $0,1008 * dbh^{2,4341}$ area 2: total = $0,1121 * dbh^{2,35}$ area 3: total = $0,079 * dbh^{2,3865}$ area 4: total = $0,0911 * dbh^{2,2759}$ | 0 – 29 0 – 32 0 – 33 0 – 25 | < 35 < 36,6 < 27,8 < 14,8 | 119,6 114,4 84,2 59,3 | n.a. | 1: Ft. McMurray (Alberta) 2: Yukon (near Dawson City) 3: Carbondale (S Alberta) 4: Drywood (S Alberta) Sweden |
| Johansson (1999) | <i>P. tremula</i> | total = $0,0568 * dbh^{2,603533}$ stem = $0,0357 * dbh^{2,739823}$ twigs = $0,0385 * dbh^{1,873298}$ | 1,9 – 10,9 | 3,5 – 16,9 | | | Sweden |
| Johansson (2002) | <i>P. tremula</i> | total = $8,143108 * e^{0,012749 * dbh}$ stem = $8,328013 * e^{0,11882 * dbh}$ twigs = $0,325216 * e^{0,018804 * dbh}$ | 11,0 – 35,6 | 15,5 – 27,8 | 110,0 (140,9 – 78,1) | 1250 (245 – 3866) | Sweden |
| Johnstone and Peterson (1980) | <i>P. tremuloi- des</i> | total = $-1,3161 + 2,5077 * dbh$ $-0,1566 * dbh^2 + 0,0045 * dbh^3$ $-0,9072 * h + 0,0184 * dbh^2 * h$ stem = $1,6176 + 0,3110 * dbh$ $+ 0,0178 * dbh^2 - 0,0005 dbh^3$ $-0,3916 * h + 0,0167 * dbh^2 * h$ branches = $-2,985 + 2,197 * dbh$ $-0,173 * dbh^2 + 0,005 * dbh^3$ $+ 0,38 * h + 0,002 * dbh^2 * h$ | 2,0 – 31,5 | 4,15 – 27,74 | 207,5 – 88,1 | „fully stocked, ... no .. canopy openings” | Alberta, Canada |

| source: | species: | equation(-s): ovendry weight (kg) = | dbh (cm) | height (m) | h/d-ratio (cm/cm) | stand density | region: |
|----------------------------------|-----------------------|---|--------------|---------------|----------------------|---|--|
| Korsmo (1995) | <i>P. tremula</i> | stem: $\ln W = 4.7356 + 1.9414$ $\ast \ln(\text{dbh}) + 0.1559 \ast \ln^2(\text{dbh})$ branches: $\ln W = 3.2121 + 1.7161$ $\ast \ln(\text{dbh}) + 0.1982 \ast \ln^2(\text{dbh})$ | 1 - 15 | 1.5 – 15 | 150 - 100 | n.a. (only self thinning in stands on high-yield sites) | Southeast Norway |
| Pastor, Aber and Meilillo (1984) | <i>P. tremuloides</i> | stem = $0.0698 \ast \text{dbh}^{2.4227}$ branch = $0.01205 \ast \text{dbh}^{2.349}$ total = $0.0862 \ast \text{dbh}^{2.4486}$ | 1,0 – 39,6 | n.a. | n.a. | n.a. | (north-eastern U.S.) |
| Ruark et al. (1987) | <i>P. tremuloides</i> | <i>constant allometry:</i> bolewood = $0,0407 \ast \text{dbh}^{2.606}$ bolebark = $0,0108 \ast \text{dbh}^{2.552}$ branches = $0,0065 \ast \text{dbh}^{2.695}$ twigs = $0,0033 \ast \text{dbh}^{1.730}$ <i>variable allometry:</i> bolewood = $0,0408 \ast \text{dbh}^{2.603} \ast e^{0.0003 \ast \text{dbh}}$ bolebark = $0,0145 \ast \text{dbh}^{2.292} \ast e^{0.024 \ast \text{dbh}}$ branches = $0,0036 \ast \text{dbh}^{3.190} \ast e^{0.045 \ast \text{dbh}}$ twigs = $0,0017 \ast \text{dbh}^{2.310} \ast e^{0.053 \ast \text{dbh}}$ | 3.0 – 31.0 | 5.1 – 23.5 | 170,0 – 75,8 | > 90% crown closure | North-central Wisconsin |
| Snorrason and Einarsson (2004) | <i>P. trichocarpa</i> | stem = $0.0379 \ast \text{dbh}^{1.561} \ast \eta^{1.0795}$ crown = $0.0586 \ast \text{dbh}^{2.8285} \ast \eta^{-1.0282}$ total = $0.0717 \ast \text{dbh}^{1.8322} \ast \eta^{0.6397}$ | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | Iceland |
| Wang et al. (1995) | <i>P. tremuloides</i> | stemwood = $0.042 \ast \text{dbh}^{2.640}$ stembark = $0.003 \ast \text{dbh}^{3.033}$ branches = $0.001 \ast \text{dbh}^{3.161}$ | 1.67 – 22.07 | 2.1 – 26.08 | 119,8 – 209,7 | 1375 – 14100 | Northeastern British Columbia (h/d-ratio, n/ha for medium sites) |

The accuracy of the different equations were tested by calculating the percent absolute deviation (Bechtold et al. 2002, Pastor et al. 1984), i. e. the mean absolute difference between calculated and the corresponding measured values, expressed as percentage of the true weights. In addition the calculated values were regressed against the measured weights in a linear regression and the deviation of the intercept from zero and the deviation of the slope from the bisector was analyzed. All statistical tests were done using SPSS 11.5 (SPSS Inc. 2003).

Results

The dimension and compartment dry weights of the sample trees are given in table 2 and the biomass functions derived from these data are shown in table 3.

Table 2: Number, dimension and weight of the sample trees.

| | n: | mean: | SD: | range: |
|--------------------------------|----|-------|-------|---------------|
| dbh (cm) | 16 | 26.2 | 5.5 | 13.2 – 33.0 |
| height (m) | 16 | 22.63 | 2.21 | 15.87 – 24.70 |
| stem volume (m ³) | 16 | 0.502 | 0.191 | 0.090 – 0.825 |
| stem wood dry weight (kg) | 16 | 180.5 | 74.7 | 17.7 – 295.2 |
| crown material dry weight (kg) | 16 | 47.5 | 19.8 | 11.7 – 80.5 |

Table 3: Parameters of the dry weight equations derived from the sample stand. The equations are dry weight (kg) = a*dbh^b with dbh given in cm. Values in parentheses' are the standard error of the mean.

| | a | | b | | r ² = |
|-------|--------|-----------|-------|-----------|------------------|
| crown | 0,0644 | (0,00161) | 2,001 | (0,00856) | 0.925 |
| stem | 0,0197 | (0,00430) | 2,764 | (0,03023) | 0.909 |
| total | 0,0519 | (0,00581) | 2,545 | (0,02077) | 0.941 |

Mean percent deviation of calculated from measured crown material dry weights ranged from -95.5 to +174.85 (equations from Johansson (1999) and Wang et al. (1995), resp.). The differences from the equations of Johansson (1999), Korsmo (1995), Pastor et al. (1984), Ruark et al. (1987, variable allometry), Snorrason and Einarsson (2004), and Wang et al. (1995) deviated significantly from 0 while the equations from Johansson (2002), Johnstone and Peterson (1980) and Ruark et al. (1987, constant allometry) generated results that included 0 in the 95%-CI (table 4). For stem dry weight deviations of up to 100 percent occurred. Only the equation derived from the actual weights and the one taken from Snorrason and Einarsson (2004) did not deviate from 0. The equation from Pastor et al. (1984) was more accurate than the latter, but slightly overestimated stem biomass. The most accurate equations for total tree above-ground biomass came from Campbell et al. (1985, region 3) and Snorrason and Einarsson (2004).

Table 4: Mean percent deviation of calculated from measured dry weights and rank in precision of estimates.

| author | mean | 95% confidence interval | rank |
|-----------------------------------|---------|-------------------------|------|
| crown material | | | |
| Johansson (1999) | -95.455 | 0.4951 | 8 |
| Johansson (2002) | -5.795 | 19.2888 | 3 |
| Johnstone and Peterson (1980) | .867 | 13.4196 | 1 |
| Korsmo (1995) | 26.647 | 15.6415 | 5 |
| this study | -.142 | 8.3304 | 0 |
| Pastor et al. (1984) | -42.053 | 5.3423 | 6 |
| Ruark et al. (1987) – constant | -1.499 | 10.7498 | 2 |
| Ruark et al. (1987) – variable | -17.943 | 7.9848 | 4 |
| Snorrason and Einarsson (2004) | -45.772 | 5.0059 | 7 |
| Wang et al. (1995) | 174.847 | 38.1961 | 9 |
| stem wood | | | |
| Johansson (1999) | 71.314 | 21.5023 | 7 |
| Johansson (2002) | 28.089 | 21.3392 | 3 |
| Johnstone and Peterson (1980) | 67.656 | 26.4668 | 6 |
| Korsmo (1995) | 113.714 | 27.6002 | 9 |
| this study | -2.247 | 12.8066 | 0 |
| Pastor et al. (1984) | 20.488 | 17.1443 | 1 |
| Ruark et al. (1987) – constant | 54.819 | 20.1259 | 4 |
| Ruark et al. (1987) – variable | 58.866 | 20.5035 | 5 |
| Snorrason and Einarsson (2004) | 26.761 | 29.3865 | 2 |
| Wang et al. (1995) | 83.223 | 23.1200 | 8 |
| total aboveground biomass | | | |
| Campbell et al. (1985) – region 1 | 37.421 | 12.6540 | 7 |
| Campbell et al. (1985) – region 2 | 16.597 | 11.2096 | 3 |
| Campbell et al. (1985) – region 3 | -7.579 | 8.6991 | 2 |
| Campbell et al. (1985) – region 4 | -25.366 | 7.5676 | 6 |
| Johansson (1999) | 38.289 | 12.4608 | 8 |
| Johansson (2002) | 19.601 | 14.7714 | 4 |
| Johnstone and Peterson (1980) | 46.598 | 13.1974 | 11 |
| Korsmo (1995) | 90.822 | 20.0635 | 12 |
| this study | -1.223 | 9.0985 | 0 |
| Pastor et al. (1984) | 23.167 | 11.2811 | 5 |
| Ruark et al. (1987) – constant | 39.297 | 12.5639 | 10 |
| Ruark et al. (1987) – variable | 39.099 | 12.4984 | 9 |
| Snorrason and Einarsson (2004) | 2.998 | 13.6737 | 1 |
| Wang et al. (1995) | 98.300 | 19.6559 | 13 |

The regression showed similar results. For crown biomass, only the intercepts calculated from the equations from Johansson (1999, 2002) and of the own model deviated significantly from 0 (table 5). The only equation whose slope was not different from 1 – judging from slope ± 1 SE – was the constant allometry equation from Ruark et al. (1987). All other equations tended to overestimate (Johansson 2002, Johnstone & Peterson 1980, Korsmo 1995, Wang et al. 1995) or underestimate crown biomass (Johansson 1999, Pastor et al. 1984, Snorrason & Einarsson 2004),

but also (Ruark et al. 1987, variable allometry) and the own model). All but the equation from Snorrason and Einarsson (2004) had 0 intercepts when stem weights and total biomass were analyzed. With regard to stem dry weights the models from Johansson (2002), Pastor et al. (1984), and the own model showed slopes of the regression not different from the bisector. The maximum deviations from 1 resulted from Snorrason and Einarsson's (2004) and Korsmo's (1995) equations (underestimate and overestimate, resp.). All other equations tended to overestimate stem weights.

Table 5: Results of the linear regression of modeled against measured dry weights. Values in parentheses are SE.

| author: | stratum | constant | p = | slope |
|--|---------|------------------|----------|---------------|
| Campbell et al. (1985) – region 1 region 2 region 3 region 4 | total | 16.368 (33.190) | 0.630 | 1.269 (0.136) |
| | total | 19.103 (27.022) | 0.491 | 1.044 (0.111) |
| | total | 13.344 (21.809) | 0.550 | 0.839 (0.089) |
| | total | 15.191 (16.665) | 0.377 | 0.649 (0.068) |
| Johansson (1999) | crown | 0.715 (0.143) | < 0.0001 | 0.027 (0.003) |
| | stem | 19.324 (44.544) | 0.671 | 1.557 (0.229) |
| | total | 4.166 (36.196) | 0.910 | 1.354 (0.148) |
| Johansson (2002) | crown | -23.12 (8.294) | 0.015 | 1.544 (0.162) |
| | stem | 5.496 (38.928) | 0.890 | 1.185 (0.200) |
| | total | -33.050 (44.845) | 0.473 | 1.350 (0.183) |
| Johnstone and Peterson (1980) | crown | -5.629 (5.289) | 0.305 | 1.178 (0.103) |
| | stem | 44.106 (27.837) | 0.135 | 1.305 (0.143) |
| | total | 19.777 (28.532) | 0.500 | 1.344 (0.117) |
| Korsmo (1995) | crown | -4.583 (5.964) | 0.455 | 1.416 (0.166) |
| | stem | 10.063 (60.854) | 0.871 | 2.051 (0.313) |
| | total | -27.736 (58.744) | 0.644 | 2.065 (0.240) |
| this study | crown | 8.842 (3.742) | 0.033 | 0.789 (0.073) |
| | Stem | 10.076 (26.869) | 0.696 | 0.936 (0.138) |
| | Total | 6.159 (25.775) | 0.815 | 0.972 (0.105) |
| Pastor et al. (1984) | crown | 2.535 (2.360) | 0.301 | 0.526 (0.046) |
| | Stem | 26.509 (27.049) | 0.344 | 0.983 (0.139) |
| | total | 13.725 (29.957) | 0.654 | 1.143 (0.123) |
| Ruark et al. (1987) constant | crown | 0.336 (4.316) | 0.939 | 1.001 (0.084) |
| | Stem | 24.930 (37.737) | 0.520 | 1.343 (0.194) |
| | total | 3.902 (36.534) | 0.916 | 1.365 (0.149) |
| Ruark et al. (1987) variable | crown | 6.682 (3.409) | 0.070 | 0.669 (0.067) |
| | stem | 21.919 (40.033) | 0.593 | 1.407 (0.206) |
| | total | 5.162 (36.156) | 0.889 | 1.356 (0.148) |
| Snorrason and Einarsson (2004) | crown | -0.521 (2.191) | 0.816 | 0.565 (0.043) |
| | stem | 49.735 (16.530) | 0.009 | 0.832 (0.085) |
| | total | 36.506 (16.907) | 0.049 | 0.799 (0.069) |
| Wang et al. (1995) | crown | -15.173 (13.525) | 0.281 | 3.216 (0.264) |
| | stem | 21.953 (47.224) | 0.649 | 1.654 (0.243) |
| | total | -18.748 (57.989) | 0.751 | 2.091 (0.237) |

For total aboveground biomass only the regressions from Campbell et al. (1985, region 2) and the own model had slopes not differing from 1. Here, the equations from Campbell et al. (1985, region 4) and Snorrason and Einarsson (2004) underestimated and those from Campbell et al. (1985, regions 1, 2) and the other sources (Johansson 1999, Johansson 2002, Korsmo 1995, Pastor et al. 1984, Ruark et al. 1987, Wang et al. 1995) overestimated biomass.

Judging from the overall performance on all three strata of the sample stand the different equations can be characterized as follows:

- Campbell et al. (1985): equation for region 3 (Carbondale, S Alberta) is accurate, but the other three are off.
- Johansson (1999, young aspen plantations): gross underestimates of crown and total weight, overestimate of stem biomass.
- Johansson (2002, forest stands): reasonably accurate estimate of crown material weight, slight overestimate of stem and total biomass.
- Johnstone and Peterson (1980, generalized equation): very accurate estimation of crown dry weight, overestimate of stem and total biomass.
- Korsmo (1995, young natural stands): overestimates biomass in all strata.
- Pastor et al. (1984, generalized equation): gross underestimate of crown material weight, slight overestimate of stem and total biomass.
- Ruark et al. (1987, constant allometry): accurate estimate of crown dry weight, overestimate of stem and total biomass.
- Ruark et al. (1987, variable allometry): underestimate of crown mass, overestimate of stem and total biomass.
- Snorrason and Einarsson (2004, *P. trichocarpa* plantation): underestimate of crown biomass, accurate estimate of stem weight and total biomass.
- Wang et al. (1995, forest stands): generally overestimates all strata's weights.

Discussion

No equation from the literature performed equally well for all three strata and the equations from Korsmo (1995) and Wang et al. (1995) consistently overestimated biomass.

The equations used were originally developed for quaking aspen, *Populus tremuloides* (Michx.) and European aspen, *P. tremula* (L.). Both species show growth behavior so similar that they have been put together in growth and yield simulators (Host & Perala 2004, Perala et al. 1996, Perala et al. 1995). The performance of the *P. tremula* x *P. tremuloides*-clone "Astria" should therefore be within the natural boundaries of the circumboreal aspen. The results clearly show that original species did not influence the outcome of the comparisons. For crown mass estimation equations derived from European and quaking aspen data performed equally well (Johansson 2002, Johnstone & Peterson 1980, Ruark et al. 1987), and the same was found for stem dry weight (Johansson 2002, Pastor et al. 1984). For total aboveground biomass the best prediction was delivered by an equation developed for *P. trichocarpa* L. (Torr. & Gray ex Hook.) (Snorrason & Einarsson 2004), which does not belong to the aspen family.

The region of origin also did not seem to influence the precision of the estimates. Accurate calculations were derived from results based on data from Alberta, Canada (Campbell et al. 1985, Johnstone & Peterson 1980), Iceland (Snorrason & Einarsson 2004), the northeastern contiguous U.S. (Pastor et al. 1984), Sweden (Johansson 2002), and Wisconsin (Ruark et al. 1987). On the other hand, equations from regions with the largest expected similarity in climatic conditions performed poor (Johansson 1999, Korsmo 1995).

Another difference lay in the form and complexity of the biomass equation used. Campbell et al. (1985), Johansson (1999), Pastor et al. (1984), Ruark et al. (1987, constant allometry), and Wang et al. (1995) used the same power function approach as was used for the equation from the measured weights. Johansson (2002) applied an exponential function, Johnstone and Peterson (1980) used a linear model while Korsmo (1995), Ruark et al. (1987, variable allometry), and Snorrason and Einarsson (2004) used multiple-exponential equations of different kinds. None of these approaches yielded always better accuracy than the others (the equation fit to the sampled data naturally is excluded here). However, the more terms an equation has (the more variables it takes into account) the more precise it can be, although the additional work for estimating tree heights in the field might result only in small gains in accuracy of the estimates when a biomass equation is established for a single given stand or sample (Benbrahim et al. 2000, Korsmo 1995).

Some studies used log-transformed data and linear regression to find biomass equations, thus introducing a systematic bias. This bias was neglected because not in every case a correction factor was given or could be calculated from the data given in the respective studies. In addition, if someone searches for a “ready-made” equation for practical application they can expect that the equation is ready to use without further adding of components. However, neglecting the bias could have had an influence on the outcome of the evaluation. Where a correction factor was given or could be calculated from the data given in the studies this factor in no case exceeded the mean percent deviation ± 1 SE. Also, a change of the ranking in accuracy would have occurred in no case, so neglecting the correction factor did not noticeably influence the outcome of the analysis.

Differing results can also be caused by differing allometry (i. e. differing tree architecture), different wood density, differing diameter limits between strata and different variability, e. g. of tree dimensions, in the original data sets. The procedures employed here were intended to account for the latter fact by concentrating on mean differences instead of e. g. variance. Size limits to distinguish stem and branch wood were given only by Johnstone and Peterson (1980: 2cm). In this study, the tree top above a diameter threshold of 7cm d.o.b. was combined with branches and twigs to form the stratum “crown material”. This can cause deviations if an equation was derived with the main stem taken as a whole up to the tree tip. With the smallest of the sample trees this could have lead to as much as approximately 40% of the total stem volume assigned to the crown material stratum when other equations consider this non-merchantable tree top part of the bole. However, with tree dimensions of 33cm dbh and height of 24m, the largest tree in the sample, this deviation diminishes to approximately 2%. It also does not affect total tree biomass calculation. The performance of the equations of Pastor et al. (1984) and Snorrason and Einarsson (2004), which underestimated crown biomass, tended to overestimate stem weights and gave fairly accurate total tree biomass estimations, might be affected by this relation.

The allometry in a stand is also influenced by stand density, i. e. competition. Strong competition can force a tree to allocate more resources in height growth than in stem

diameter increment. The height : diameter-ratio is an appropriate means to assess competition influences on a given tree (cf. Rock et al. 2004, Wilson & Oliver 2000). Trees with a higher h/d-ratio tend to have smaller crowns than trees with low h/d-ratios. Thus, equations derived from sample trees with high h/d-ratio will calculate higher stem biomass and lower crown biomass when applied to trees with a low h/d-ratio. Where possible, the h/d-ratios of the trees that had been used for calculation of the equations taken from the literature were calculated. Percent deviation and h/d-ratio were correlated with $R^2 = 0,786$ and followed the linear expression $Y = 1,165 * h/d\text{-ratio} - 101.26$, where Y is percent deviation of total tree biomass and h/d-ratio is tree height divided by dbh ($\text{cm} * \text{cm}^{-1}$) of original sample trees. This analysis can only give an indication because the “true” heights and diameters of the sample trees from the literature were not known and could only be roughly estimated, e. g. by the assumption that the ratio of reported mean height to mean diameter was identical to mean h/d-ratio.

To analyze the influence of h/d-ratio differences on biomass estimates, the dataset was divided at the median h/d-ratio in two sets containing eight trees each. Within each group the regression functions describing the crown, bole wood and total tree dry weights from dbh were calculated. In a next step, these equations were used to estimate the weights of the whole sample as also of the trees in the respective other group. Deviations were small within the groups, but large between groups (table 6). The results confirm that equations from samples with higher h/d-ratio underestimate crown weights of trees with low h/d-ratio, but the general trend to overestimate stem weights and total aboveground biomass results from different curve progression of the respective two equations. For example, the equation from the dataset with low h/d-ratio overestimates total aboveground biomass of trees with smaller dbh because of a higher intercept while the other equation overestimates large dbh trees' weight because of the higher slope (figure 1).

Table 6: Differences in calculating dry weights using equations from two data sets with different h/d-ratio, expressed as percent of the measured weight. Values in parentheses are standard deviation.

| Group | h/d-ratio (+/-SD) | Range | Equation from group | Stem wood | Crown material | Total above- ground bio- mass |
|-------|----------------------|--------------|---------------------------|------------------|-------------------|-------------------------------------|
| 1 | 77.0 (6.15) | 70.7 – 88.4 | 1 | 101.6 (20.2) | 100.2 (7.82) | 100.9 (15.44) |
| 2 | 102.9 (20.27) | 89.6 – 150.5 | 2 | 101.8 (17.60) | 101.2 (14.97) | 100.9 (13.73) |
| all | 90.0 (19.72) | 70.7 – 150.5 | 1 | 110.8 (46.30) | 107.4 (16.80) | 107.1 (29.23) |
| all | 90.0 (19.72) | 70.7 – 150.5 | 2 | 122.7 (32.70) | 90.7 (15.53) | 112.9 (21.00) |
| 1 | 77.0 (6.15) | 70.7 – 88.4 | 2 | 143.6 (31.32) | 80.3 (6.49) | 124.9 (20.70) |
| 2 | 102.9 (20.27) | 89.6 – 150.5 | 1 | 120.0 (63.18) | 114.6 (20.63) | 113.3 (38.80) |

The distribution of sample tree h/d-ratio and dbh measures shows that, as the influence of the extremes is smoothed if the whole sample is used to calculate biomass

equations, the dbh is sufficient to estimate biomass. However, if the range and distribution of h/d-ratios the equation is applied to differs (i. e. if it is transferred to another sample), these differences can cause severe miscalculations.

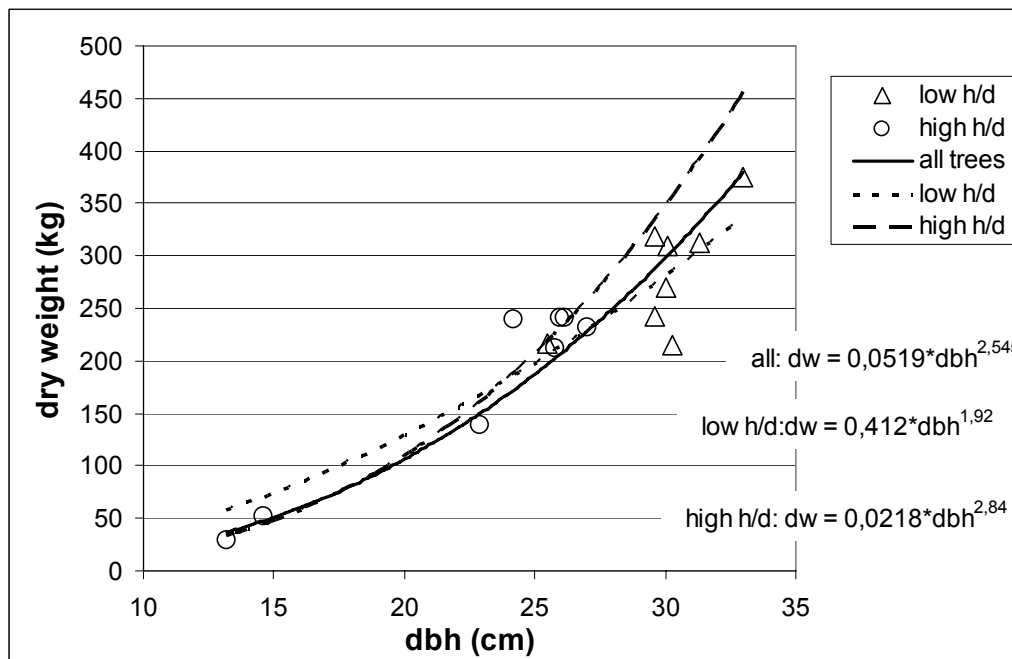


Figure 1: Total aboveground biomass of sample trees calculated with equations derived from the entire dataset, the trees with a h/d-ratio below the median (low h/d), and from the trees with a h/d-ratio above the median (high h/d), respectively.

The findings support the results of Campbell et al. (1985), who also found that an “index of bole geometry, DBH/H, [was] correlated with the accuracy of biomass estimates from ready-made equations” (p. 293). This does not contradict the findings of (Benbrahim et al. 2000) or (Korsmo 1995) mentioned above, because their findings relate to the accuracy of calculations within a sample from one or more stands, not the transfer of an equation from this sample on e. g. another stand or group of stands. Interestingly equations that incorporated height as a second variable also queued with equations using only dbh. This order was not as pronounced for crown and stem biomass estimates, but this might be caused by different diversion limits into crown and stem compartments as illustrated above. Only the equations of Wang et al. (1995) overestimated crown biomass more than stem biomass. It is not clear whether this is caused by the selection of dominant and co-dominant trees only in stands with generally very high h/d-ratios.

The lack of accuracy of the equations from Johansson (1999) and Korsmo (1995) might also be due to the difference in dimensions between the sample trees and the original trees they were derived from as they were originally intended for short-rotation plantations or dense natural regeneration. This indicates that care should be taken if biomass equations used for short-rotation coppice are used to predict the result when prolonging the rotations. Also, in some cases the deviation of the slope of the regression line from 1 was offset by the deviation of the constant from 0, e. g. for the calculations of crown biomass following the own model or Johansson (2002). Applying the latter equation resulted in an intercept significantly lower than 0 (indicating underestimate of small diameter trees' weight) and a slope greater than 1 (lead-

ing to an overestimate of the biomass of large diameter trees). This indicates that the results were also sensitive to the range of dbh of the sample trees and the dbh range the equations were derived from. The performance of the equations taken from the literature might have been different if the sample trees had spanned only the lower or upper part of the actual diameter range.

The constant allometry equations of Ruark et al. (1987) performed slightly better for crown dry weight estimation than the variable equations. Both performed equally well for stem and total biomass. Including dbh to account for the possibility of changing allometry with increasing tree size did not improve the accuracy of the biomass calculation. It can be speculated that using h/d-ratio would have improved the accuracy, but further work is necessary to assess this hypothesis.

Two factors were not considered in this study: biomass equations can be established from data including leaves in the crown material or twig fraction, and wood density can be different between regions, stands and age classes. The density of quaking aspen wood ranges from 0.35 to 0.42 with water contents between 0 and 12 percent (Forest Product Laboratory 1999, Lamb 1967). For European aspen a specific gravity of 0.45 (0.36 – 0.56, completely dry) has been reported (Tamm not dated). These differences can cause deviations and should be borne in mind when appropriate equations taken from the literature are applied.

Conclusions

Judging from the experiences with this project, establishing a set of similar biomass equations under ideal conditions needs at least 50 man-hours in the field (machine operators included). The skidder, a forwarder and the chipper had been in use for approximately 4, 5 and 2 hours, respectively. Drying about 10 samples per tree, data handling and statistical analysis took another 75 hours (net time). These costs have to be judged against the potentially severe differences in revenue when using equations from the literature. Only large companies or forest enterprises will have the necessary equipment and resources to establish biomass equations for their own use. Small enterprises or private landowners will have to resort to literature sources for their calculations.

When applying biomass equations from the literature, care has to be taken that the allometry of the stand the calculations are meant for and the sample trees from the literature are similar (Jalkanen et al. 2005, Zianis et al. 2005). Judging from the results of this study, the height : diameter-ratio can be used as key variable for choosing appropriate equations. Further testing with larger data sets and with other tree species is necessary, especially to determine the influence of different crown – stem – classification and different sample tree size ranges.

Acknowledgements

The study would not have been possible without the cooperation, technical support and help from the state forest district of Paderborn, especially FAR Padberg. B. Deichmann and J. Haschke helped with sampling in the field and laboratory work. H. Gockel, A. Sonnenberg and M. Sietz always proved good discussion partners and helped with organizing and laboratory access. F. Badeck gave valuable suggestions for the analysis and comments on first drafts of this paper. Parts of the study were

funded by the Ministry for the Environment and Nature Protection, Agriculture and Consumer Protection, Northrhine-Westfalia and by the European Commission Program Environment and Sustainable Development through the CarboInvent project (Contract number: EVK2-2002-00157).

III.1.3.2 Totholzynamik (insbesondere nach Störungen)

Die bisherigen Erhebungen im Rahmen üblicher Forstinventuren lassen keine Rückschlüsse auf Totholzvorräte zu (Badeck & Rock 2004a, Badeck & Rock 2005c). Während in kontinuierlich bewirtschafteten Wäldern keine großen Änderungen der Totholzvorräte zu erwarten sind und die Aufarbeitungsgrenze bis zu der das Holz dem Wald entnommen wird bei wenigen Zentimetern Durchmesser liegt, stellen die Erfassung und vor allem „Abschreibung“¹ von nach großflächigen Störungen nicht aufgearbeiteten Mengen ein für die Erstellung einer kompletten Kohlenstoffbilanz noch zu lösendes Problem dar. Wie eingangs des Kapitels beschrieben bestehen hinreichende Methoden zur Erfassung von Totholzvorräten und zur Abschätzung der C-Freisetzung durch Holzzersetzung. Letztere sind jedoch nicht für Mitteleuropa verfügbar. Die im Rahmen dieser Dissertation erarbeiteten Lösungsvorschläge sind zur Publikation beim *European Journal for Forest Research* eingereicht:

Estimating decomposition rate constants for European tree species from literature sources.

Rock, Joachim¹, F.-W. Badeck¹ & M. E. Harmon²

¹ Global Change and Natural Systems Department, Potsdam Institute of Climate Impact Research, Telegrafenberg A 62, D – 14473 Potsdam, Germany

² Faculty of Forest Sciences, Oregon State University, 321 Richardson Hall, Corvallis, OR 97331-5752, U.S.A.

The original publication is available at www.springerlink.com, doi: 10.1007/s10342-008-0206-x. The version included here is an author-created version and does not include changes and amendments made during the review process.

Abstract

Coarse woody debris (CWD) is an important substrate in forests, provides habitat for a multitude of organisms and is also a sink and a source for nutrients and carbon. To assess the dynamics of this substrate equations to describe the course of decomposition have been developed. Unfortunately few equations have been parameterised for European conditions, although there is a need to estimate the dynamics of CWD in this region. Therefore, a method (termed the LB-method) was invented to estimate suitable decomposition rate constants (DRC) from sources published in the CWD Global Database by systematically comparing features and conditions of the area and species of interest with the information given with the published equations. The DRC were weighed according to these comparisons and then sorted by the weight assigned to them. From the resulting distribution a plausible DRC for the region and species of interest was estimated. The LB-method was compared to results from a study on Norway spruce (*Picea abies* L.) decomposition in Thuringia, Germany, and

¹ „Abschreibung“, da die anfallende Menge nicht jedes Jahr neu bilanziert wird sondern die Mengenabnahme zwischen Inventuren mittels z. B. Zersetzungsgleichungen berechnet und bei der C-Bilanz des jeweiligen Jahres einbezogen wird, analog einer Abschreibung bei Investitionen.

to results from an expert elicitation on DRC for Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in the Federal State of Brandenburg, Germany. In both cases the method showed acceptable results. Both methods are suitable for the estimation of preliminary DRC until more accurate constants can be derived by research. While the focus in this study was on density loss the method can be applied to other dead wood features (e. g. volume), and should be applicable to other regions of the world where information is also scarce.

Key words: coarse woody debris, decay, disturbance, carbon sequestration, Kyoto reporting, Marrakesh Accords

Introduction

Dead wood is an important store of carbon and nutrients in forests as also of high value as habitat for small vertebrate and invertebrate species, and cryptogams (Ecke et al. 2001; Jonsell et al. 2001; Maser et al. 1979; Norden et al. 2004; Siitonen et al. 2001). Forest managers concerned with these issues need information about the changes in amounts of dead wood in their forests. With regard to climate change and the reporting needs established by the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), the Kyoto Protocol and the Marrakesh Accords, the carbon stores in forests and changes of the amount of stored carbon warrant inventory and monitoring. Dead wood is an important store of carbon accounting for 10 – 20% of the aboveground biomass in mature forests (Brown 2002). For reporting of carbon (C) stocks and stock changes in forests the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) recommends in the IPCC-Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry (IPCC-GPG, IPCC 2003) measurement of the in- and output of the dead wood pool. Instead of measuring the output, the pool can be multiplied by a “decay rate” (IPCC 2003) – which implies a constant amount of CWD is lost per unit of time – to determine the loss of carbon. Forest management, and changes herein, can have an impact on the amount of dead wood per unit area (Currie and Nadelhoffer 2002; Fridman and Walheim 2000; Rouvinen et al. 2002; Sippola et al. 1998), but in forests that have been managed for a long time changes often are small and their effect might be barely measurable without comparatively high amounts of inventory labor. However, high dead wood peaks following disturbances such as the 1999 storms in western and central Europe can have impacts on the carbon balance of the forestry sector (McNulty 2002; Thürig et al. 2005). Usually, dead wood stores are measured at fixed time intervals, e. g. in National Forest Inventories that are conducted every 10 or 20 years. These inventories only assess CWD stores at two points in time and do not give information about the dynamics of these stores in-between inventories. However, such information is needed e. g. for dead wood management or carbon stock reporting under the Kyoto Protocol. The latter requires annual reports, and thus it is sensible to not sample CWD in the field every year but to use CWD stores and detailed DRC to estimate fluxes of carbon from the dead wood pool to the atmosphere.

Although there are ongoing assessments of changes in carbon stores in European forests, only a small number of CWD decomposition rate constants have been published for European tree species (Christensen 1977; De Vries and Kuyper 1988; Fahey et al. 1991; Harmon et al. 2000; Kahl 2003; Krankina and Harmon 1994; Kruys et al. 2002; Næsset 1999; Swift et al. 1976; Tarasov and Birdsey 2001). They mostly come from boreal regions, and information on Mediterranean conditions is entirely lacking in the international literature. More extensive literature is available on North American and / or boreal conditions (cf. literature review in Mackensen and Bauhus

(1999) and the Coarse Woody Debris Global Database (Harmon and Harmon 2004; Harmon et al. 2005)). It therefore would be sensible to use DRC from published studies as starting point for the estimate of constants for e.g. Central European conditions.

There are a number of issues that need to be addressed before the published information can be used effectively. Not all equation forms are the same, even for the same species and region. In addition, differences in the methodology used in the various studies can also influence the value of the DRC (Badeck and Rock 2004). Different equation types are usually easy to detect (but not all authors clearly give the formula they used), but seemingly minor differences in field sampling or laboratory analysis might also affect the comparability of results from different studies because of the uncertainties that are introduced by these differences. As an example for the different performance of equations taken from the literature figure 1 shows the curves of density over time since tree death derived from original decomposition equations for Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in Europe.

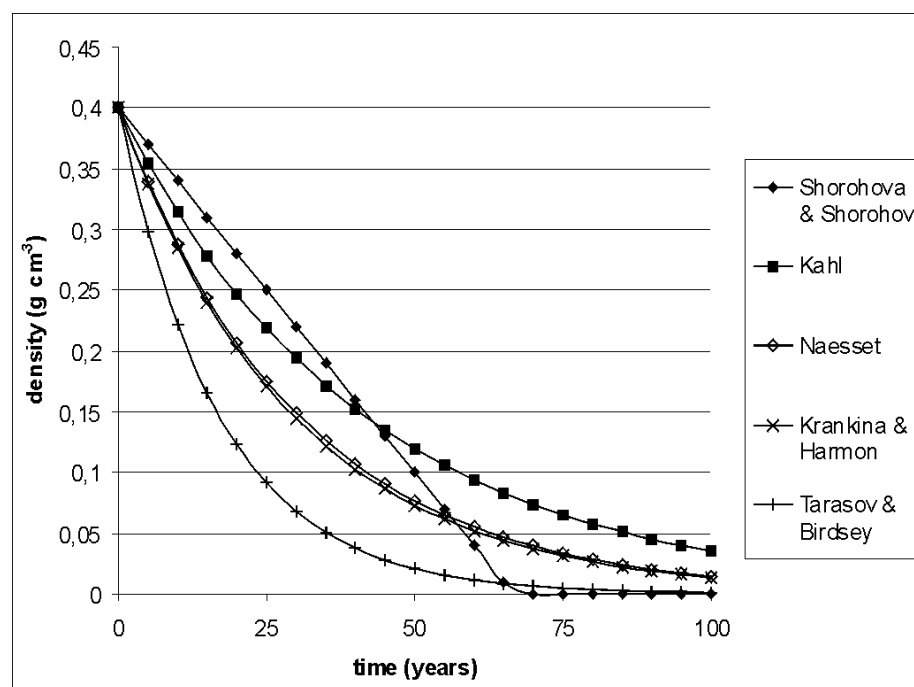


Fig. 1: Decomposition equations for Norway spruce (*Picea abies* L.) wood, calculated with identical starting density (0.4 g cm^{-3}). The studies were conducted in NW Russia (Shorohova & Shorohov, Krankina & Harmon, Tarasov & Birdsey), Norway (Næsset) and Germany (Kahl).

Three studies originated from Northwestern Russia (Krankina and Harmon, 1995, Shorohova and Shorohov, 2001; Tarasov and Birdsey, 2001), one from Norway (Næsset, 1999) and one from Germany (Kahl, 2003). To make comparisons more comparable, the equations used a common starting wood density of 0.4 g cm^{-3} , the default value for spruce species given by the IPCC-GPG (IPCC 2003). This example illustrates the starting conditions for Central Europe as almost no regional information on decomposition and / or wood density is available and application of an equation without further adjustment might lead to unrealistic results.

The equation of Shorohova and Shorohov (2001) assumes a constant mass is lost each year. It is shown with the other curves, derived from single-exponential models,

to highlight the importance of equation type used to describe the course of decomposition. This study has been conducted in the same geographic area as the study showing the fastest decomposition (Tarasov and Birdsey 2001), and differences between both curves amount to a 35% difference relative to the “slowest” equation at 10 years after the start of decomposition. The differences between equations decrease over time, but for carbon stock assessment the period between 0 and 20 years is important as the recurrence intervals of forest inventories, e. g. National Forest Inventories (NFI), often is within this time span.

The main objective of this paper is to describe a method to estimate decomposition rate constants for areas without prior field research. The paper concentrates on the decomposition of coarse woody debris as this fraction of the dead wood pool is the most important following disturbances. Equations used have been derived from material with at least a minimum diameter of 5 cm. Roots, fine woody debris or litter are not considered here. In addition, only single-exponential models will be used as this type of equation is most widely used, although different equations might describe the actual course of decomposition more accurately (Means et al. 1985; Sander 2002; Yin 1999).

Decomposition of dead wood – general overview

Decomposition of coarse woody debris involves several processes and the varying influences resulting from these paths lead to large difficulties in sampling. The most important processes are fragmentation (by breakage, transport of CWD pieces, gravity, frost, flowing water, plant roots, and animals) and respiratory C release by fungi and microbes (Harmon et al. 1986). Other factors of organic material loss from CWD are leaching of soluble substances and biological transformation of e.g. cell wall material into fungal biomass (see Blanchette (1995), Harmon et al. (1986), and Swift (1977) for details). In addition, these processes are influenced by, and cause or facilitate, the loss of the structural integrity of the wood. This leads to settling of CWD first from a round to an elliptic shape and later to the collapse of the bole into a mound or heap of humus. Seasoning (also called “case hardening”) in dry environments is another important feature which slows decomposition (Erickson et al. 1985).

Wood-decaying microorganisms operate in a wide range of ecological conditions with the speed of decomposition depending on the decomposer community composition present at the onset of decay, colonizing activities (Boddy 2001) and external factors influencing the decomposers (see below). Limits of decomposer activity are set by critical temperatures and moisture content of the substrate (Harmon et al. 1986; Knigge and Schulz 1966). Within these limits wood decomposers operate best in moist, warm environments, so all factors influencing moisture content and temperature of the respective piece of wood are important for decomposition. In general, the following factors can have an impact on the speed of decomposition (following Næsset (1999), supplemented): climate (mean annual temperature, precipitation), elevation, slope, aspect, microtopography, ground surface structure (solid rock, open soil, vegetation cover, ...), site quality (nutrient availability), stand density / crown cover, stand height, soil moisture, cover by ground vegetation, position (upright or down), contact with forest floor, dimension of e. g. log, pre-death fungal infection, cause of death (fire, windthrow, disease, insects, competition, age), and decomposer species community. Wood chemistry, e. g. content of lignin or C:N-ratio, and other species-specific traits are excluded from this list as no cross-species evaluation is intended in this paper. While it is impossible to precisely rank all the possible factors

controlling wood decomposition, the most important are climate, dimension of the log, position, and the amount of ground contact (Harmon et al. 1986).

Material and methods

A literature review was conducted to find DRC for European tree species. It was based on the Coarse Woody Debris Global Database (Harmon and Harmon 2004), with additional sources added from searching in international scientific article databases as well as publication catalogues of European and Northern American forest service and forest research organisations. Publications covering climatic regions not found in Europe or only on tree species that were not representative for the respective genus in Europe were excluded. From these studies all information relating to tree species, climate, location, site and stand characteristics, wood characteristics, field and laboratory methodology, and the equation type used were taken and used to evaluate whether the DRC reported in a publication was expected to be higher or lower than a DRC for a given species under typical conditions in the respective test areas. Two test areas were used, a region in Thuringia, Germany, where the DRC for Norway spruce was known (Kahl 2003), and the federal state of Brandenburg, Germany, where DRC were estimated for the main tree species Scots pine (*Pinus silvestris* (L.)), oak (Common and Sessile oak, (*Quercus robur* (L.) and *Q. petraea* (Matt.) Liebl.), and European beech (*Fagus sylvatica* (L.)). Norway spruce is not a native species to almost all of Brandenburg and was thus not considered here. The characteristics of both regions provide a wide range in climatic and edaphic conditions and “frame” most site conditions that can be found in German forests. The topography of Brandenburg is characterized by glacial moraines in the northern parts of the country and outwash plains and glacial valleys in the middle and southern part. Predominant soils are sandy, and generally low in nutrients. Large proportions are well-drained and draughts are common in summers. Annual mean temperature is about 9°C and precipitation averages 540 – 600mm, depending on location. The highest elevation is 201m a.s.l. Approximately 80% of the forest is comprised of Scots pine.

The test area in Thuringia was located on a plateau at 740 – 790m a.s.l. Bedrock is quartzite and topsoils are commonly podzols. The mean annual precipitation ranges from 900 – 1100 mm and the mean temperature is 6°C. The stands sampled here by Kahl (2003) were almost pure spruce stands.

The DRC used in our analysis was defined as the constant of a negative single-exponential equation used to calculate changes in density. Other target variables calculated by decomposition equations can be mass or volume. Density was chosen as target because the main information needed for e. g. Kyoto reporting is the amount of C stocks in dead wood and the changes of this stock, which can be calculated – for CWD pieces of known age – from density and volume estimates. Volumes of CWD are currently measured in most inventories or can easily be added to inventories, age of CWD can often be determined reasonably well from management records in most European forests, but information on density is rarely available. For other fields of study, e. g. invertebrate ecology, mass or volume might be chosen as target variables. The most desirable way to measure density was defined as dry weight divided by fresh volume, not corrected for hollows, thus accounting also for mass loss by fragmentation.

Literature-based method

In this approach, the estimation of decomposition rate constants was done qualitatively by comparison of the properties and characteristics of CWD pieces, and of the stand and environmental conditions they were to be found in, with the information about these factors given in publications. For example, if measurements were made for Scots pine in Siberia, a place with a harsher climate than in Brandenburg (longer and colder winters), then decomposition can be expected to proceed slower than in Brandenburg. Conversely, if the measurements were made in a temperate oceanic climate, with more annual precipitation than in Brandenburg, then decomposition should proceed faster. Methodological factors also can impact the estimate. If the volume used in density calculations had been based on water displacement, thus not accounting for fragmentation losses, then the density was deemed to be biased high and decomposition would be expected to be faster than reported.

This comparison was done pair-wise for each factor influencing decomposition and for which information was available. There is an abundant literature on the influence of specific factors mentioned above that influence decomposition (Boddy 1983; Cline et al. 1981; Edmonds and Marra 1999; Harmon et al. 1986; Kim et al. 1996; Laiho and Prescott 2004; Mackensen and Bauhus 1999; Næsset 1999; Prescott 1997) and giving a detailed description on the effect of different conditions for every factor would exceed the scope of this article. Table 1 lists the most important parameters and gives examples how these possible influences on the course of decomposition were weighted. The publications used in this study are given in table 2.

All the information gathered was evaluated and the DRC reported in a given study was assigned the value "+1" if found to be lower, "-1" if considered to be higher than expected, and "0" if information was not sufficient to assess deviation in decomposition dynamics or if the constant was considered directly applicable. All constants found for a specific species were then sorted by the assigned values and the highest constant with "+1" was compared with the lowest constant with "-1". The mean from both was used as an approximation of the DRC searched for. This literature-based method for the estimation of a DRC is subsequently called the LB-method.

To estimate the precision of the LB-method the results for Norway spruce decomposition were compared with a study done by Kahl (2003). For Brandenburg, no data were available. Because we did not want to use the method under conditions not known to the person conducting the evaluation, e. g. use one of the published studies as reference, we conducted an expert elicitation instead to obtain an estimate for a Scots pine decomposition rate constant.

Table 1: Example for evaluating published decomposition rate constants

| Parameter: | Regional characteristics: | Literature source: | Evaluation: | Literature source: | Evaluation: |
|---|--|--------------------------------|---|----------------------------------|--|
| | Brandenburg | Abbot & Crossley (1982) | | Hale & Pastor (1998) | |
| Species: | <i>Quercus petraea</i> (Matt.) Liebl.), <i>Q. robur</i> (L.) | <i>Quercus prinus</i> (L.) | | <i>Quercus rubra</i> (L.) | |
| Region: | | | | | |
| - coordinates | 52°22'46" N, 13°03'44" E | n. a. | warmer wetter climate, decay should go faster than in Brandenburg | 43°54' N, 91°46' W boreal | climate is cooler, decay should be slower than in Brandenburg |
| - ecoregion | temperate, subcontinental | temperate | | | |
| - altitude | 90 m | 850 m | | 300 m | |
| - mean annual temperature | 8.9 °C (-0.4 – 18.0) | 13 °C (3.5 – 21 °C) | | 6.6 °C | |
| - mean annual precipitation | 570 mm (<540 - >610) | 2100 mm (1700 – 2500) | | 740 mm | |
| Methods: | | | | | |
| - target | (mass) | mass | water displacement | mass | no correction for fragmentation means all losses are attributed to respiration |
| - stratum | | logging slash | method can lead to underestimation of decay, can be ignored here as mass was determined | cwd | |
| - measured parameters | | | | | |
| - volume | (measured in the field) | water displacement (as wanted) | | water displacement not corrected | |
| - density | (corrected for fragmentation) | (as wanted) | | (as wanted) | |
| - mass | | (as wanted) | | (not given) | |
| - calculation base | dry weight / fresh volumes | (as wanted) | | | |
| - drying | until constant weight | (as wanted) | | (as wanted) | |
| - information for conversions | (available) | (not necessary) | | (not given) | |
| - information on accuracy | (available) | | | | |
| CWD size: | (depends on site) | | | | |
| - diameter | | 0 – 5 cm | rate is higher than for larger dimension CWD | not given | CWD from old-growth should have similar size as in Brandenburg. |
| - information on influence of diameter? | | (not available) | | | |

Table 1, continued:

| Parameter: | Regional characteristics: | Literature source: | Evaluation: | Literature source: | Evaluation: |
|----------------|---------------------------|-------------------------|---|--------------------------|--------------------------------------|
| | Brandenburg | Abbot & Crossley (1982) | | Hale & Pastor (1998) | |
| CWD origin: | (depends on site) | | (most CWD in Brandenburg is from harvest) | senescence, disturbances | differences to logging not important |
| - fire | | | | | |
| - windthrow | | | | | |
| - senescence | | | | | |
| - harvest | | Logging slash | | | |
| - pests | | | | | |
| CWD position: | (depends on site) | | as wanted | as wanted | as wanted |
| - snag | | | | | |
| - elevated log | | (as wanted) | | | |
| - log | | | | | |
| Result: | | | Decay rate is far too high | | decay rate is too low |

Expert elicitation

We identified national and international experts working in the field of dead wood decomposition and asked for their participation in this survey. When they agreed to take part (see table 3), we sent out a questionnaire that gave climate, site and dead wood conditions of forest areas in Brandenburg and asked for an estimate of the decomposition rate constant that the individual expert would expect for dead and down Scots pine dead wood of a diameter of about 20cm. Specifically we asked for an estimate of the minimum and maximum values, mean values, and 50- and 90-percent confidence intervals they would expect. We used the reported values to calculate probability density functions (PDF's) of the DRC for each expert and accumulated all values to obtain one single PDF for the study area. After this first part we presented an excerpt from the CWD Global Database (all studies contained therein that included the genus *Pinus* (table 2)), and asked for a re-assessment of the DRC and a weighing of how influential the studies presented were in making the estimate. This way, we also wanted to identify whether the database is a helpful tool to estimate DRC.

Table 2: Sources and decomposition rate constants ($[y^{-1}]$) used for estimating DRC for Brandenburg and a study site in Thuringia. The studies listed for Scots pine were also used for the expert elicitation except, for methodological reasons, studies marked with a “#”. Studies marked with an asterisk were used in the expert elicitation, but not for the LB-method.

| DRC | Symbol | reference |
|---|--------|---------------------------|
| <i>Scots pine (Pinus sylvestris L.)</i> | | |
| 0.042 | k | Alban & Pastor, 1993 |
| 0.055 | m | |
| 0.072 | p | Barber & van Lear, 1984 |
| 0.049 | | Brown et al., 1996 * |
| 0.027 | h | Busse, 1994 |
| 0.079 | r | De Vries & Kuyper, 1988 |
| 0.01 | a | Erickson et al., 1985 |
| 0.0163 | d | Fahey, 1983 |
| 0.074 | q | Ganjegunte et al., 2004 |
| 0.06 | n | Harmon, 1982 |
| 0.016 | c | Harmon & Chen, 1991 |
| 0.023 | g | |
| 0.0195 | f | Harmon et al., 2000 |
| 0.014 | b | Johnson & Greene, 1991 |
| 0.033 | j | Krankina & Harmon, 1995 |
| 0.0507 | l | Laiho & Prescott, 1999 # |
| 0.063 | o | Mattson et al., 1987 |
| 0.018 | e | Tarasov & Birdsey, 2001 # |
| 0.028 | i | Wirth, 2000 |
| 0.0267 | | Yavitt & Fahey, 1982 * |
| 0.0411 | | |
| 0.0415 | | |
| 0.0514 | | |
| <i>Spruce (Picea abies L.)</i> | | |
| 0.071 | 10 | Alban & Pastor, 1993 |
| 0.026 | 3 | Fahey et al., 1991 |
| 0.033 | 6 | Foster & Lang, 1982 |
| 0.0111 | 2 | Graham & Cromack, 1982 |
| 0.032 | 5 | Harmon et al., 2000 |
| 0.004 | 1 | Johnson & Greene, 1991 |
| 0.034 | 8 | Krankina & Harmon, 1995 |
| 0.0271 | 4 | Laiho & Prescott, 1999 |
| 0.033 | 7 | Næsset, 1999 |
| 0.059 | 9 | Tarasov & Birdsey, 2001 |

Table 2, continued:

| DRC | Symbol | reference |
|---|--------|-------------------------|
| Oak (<i>Quercus petraea</i> (Matt.)Liebl., <i>Q. robur</i> L.) | | |
| 0.1384 | h | Abbott & Crossley, 1982 |
| 0.1388 | (h) | -- " -- |
| 0.0594 | d | -- " -- |
| 0.26 | l | Christensen, 1977 |
| 0.2345 | k | De Vries & Kuyper, 1988 |
| 0.0244 | b | Hale & Pastor, 1998 |
| 0.1 | g | Harmon, 1982 |
| 0.18 | j | -- " -- |
| 0.0175 | a | MacMillan, 1988 |
| 0.17 | i | Mattson et al., 1987 |
| 0.05 | c | -- " -- |
| 0.063 | e | -- " -- |
| 0.069 | f | Schowalter et al., 1998 |
| European beech (<i>Fagus sylvatica</i> L.) | | |
| 0.095 | d | Beneke, 2002 |
| 0.178 | f | Boddy & Swift, 1984 |
| 0.1198 | e | Korpel, 1995 |
| 0.0189 | a | MacMillan, 1988 |
| 0.089 | c | Müller-Using, 2006 |
| 0.045 | b | Schäfer, 2002 |

Table 3: Experts that took part in the survey:

| Name: | Region: | Name: | Region: |
|------------------|------------------|-----------------|------------------|
| J. Bauhus | Germany | J. Liski | Europe |
| L. Boddy | Europe | K. Manies | Northern America |
| B. Bond-Lamberty | Northern America | S. Müller-Using | Germany |
| S. Brown | Northern America | J. Parminter | Northern America |
| T. Fahey | Northern America | J. Stone | Northern America |
| G. Ganjgunte | Northern America | F. Suckow | Germany |
| T. Kahl | Germany | N. Wellbrock | Germany |

Results

LB-method

The CWD decomposition rate constants (to be used in single-exponential decomposition equations) for Scots pine, European beech, and oak in Brandenburg, Germany were estimated by the LB-method as described above and in table 1 to be 0.0575y⁻¹, 0.067 y⁻¹ and 0.0372 y⁻¹, respectively (figure 2 a – c).

Figure 2a shows the result for Scots pine in Brandenburg. The weight of zero was assigned to a study from mountainous Alberta, where information on climate and site

conditions was not sufficient for a clear judgment. Figures 2b and 2c give the results for European beech and oak, respectively.

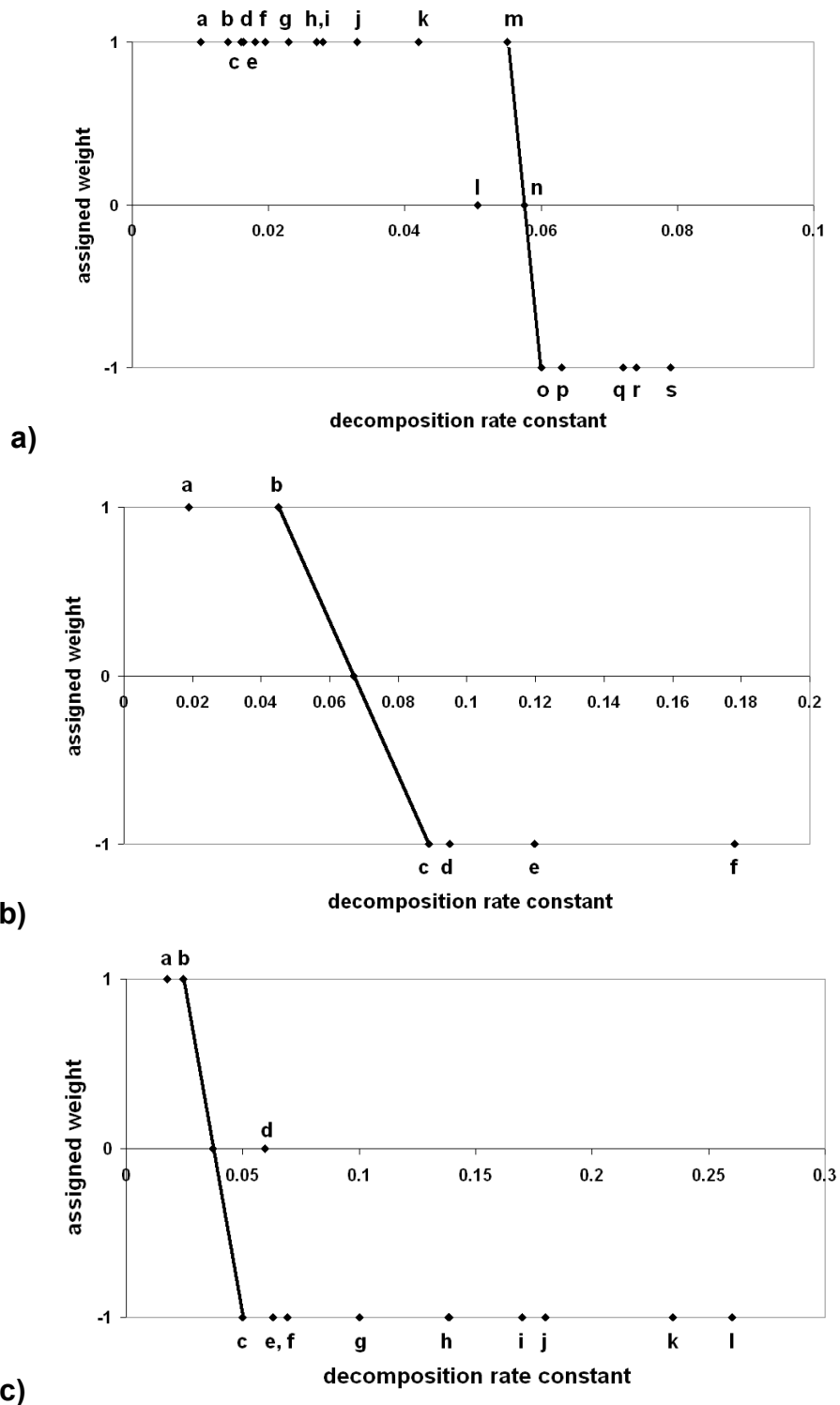


Fig. 2: Decomposition rate constants (*Pinus* spp.) of single exponential equations taken from the literature and weighed by “+1” if considered lower than appropriate, “-1” if expected to be higher and “0” if information was insufficient to assign weights or in case the constant could be correct for Brandenburg. The value chosen for pine CWD in Brandenburg is the point where the line drawn between the highest “lower” and the lowest “higher” decomposition rate constant cuts the x-axis. The letters indicate studies used as indicated in the text.

For Norway spruce, which is not a common species in Brandenburg, DRC from 10 studies were used (table 2) and compared to results from a study conducted in Thuringia. However, this resulted in unclear relations (figure 3): constants of 0.01111 y^{-1} , 0.026 y^{-1} , 0.0271 y^{-1} and 0.071 y^{-1} were judged to be too high while values of 0.004 y^{-1} , 0.032 y^{-1} , 0.033 y^{-1} (2 studies), 0.034 y^{-1} and 0.059 y^{-1} were considered too low. It should be kept in mind that the rating was done without taking the actual value of the constant into account. The mean between the lowest “higher” and the highest “lower” constant was 0.035 y^{-1} (figure 3, arrow “b”) while the DRC estimated by Kahl (2003) was 0.0267 y^{-1} (indicated by arrow “a” in figure 3).

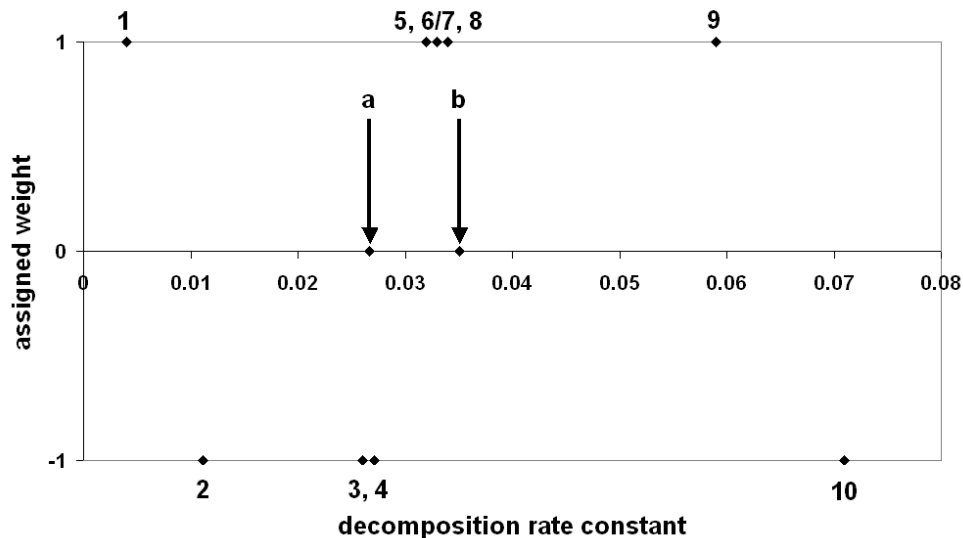


Fig. 3: Decomposition rate constants for Norway spruce in Thuringia, Germany. Arrow “a” indicates the decomposition rate constant found by Kahl (2003) and arrow “b” denotes the value calculated by the method described in the text. The numbers indicate studies used as indicated in the text.

Expert elicitation

The 14 experts that took part in our survey estimated the DRC for Scots pine dead wood to be about 0.048 y^{-1} , with a standard deviation of 0.016 and a range between 0.003 y^{-1} and 0.15 y^{-1} (table 4). When asked to check the CWD database the experts reported 1 to 17 studies (5.75 ± 4.3) that were unknown to them prior to having accessed the CWDGDB, and one third ($n = 4$) adjusted their expectations. The experts that did not change their evaluations ($n = 10$) expected a DRC of 0.04 y^{-1} (SD: 0.0197) with a range of 0.003 y^{-1} to 0.15 y^{-1} . The other group estimated the DRC to be 0.05 y^{-1} (0.0082) with a range between 0.01 y^{-1} and 0.12 y^{-1} and changed these values to 0.0425 y^{-1} (0.0065) with a total range between 0.01 y^{-1} and 0.08 y^{-1} . Figure 4 shows the accumulated pdf’s for all experts and for groups.

Table 4: Estimates from the expert elicitation (the order in this table is different from that in table 3). Ci: confidence intervals, N: number of unknown studies.

| Exp. | Without CWDGDB | | | | After reading of CWDGDB | | | | |
|------|----------------|--------|---------------|---------------|-------------------------|-----------------|----------|--------------|-----------------|
| | Range | mean | CI50 | CI90 | N. | New range | New mean | New_CI50 | New_CI90 |
| 1 | 0.025 – 0.04 | 0.03 | | | 2 | | | | |
| 2 | 0.01 – 0.08 | 0.06 | 0.05 – 0.06 | 0.04 – 0.06 | 5 | 0.02 – 0.06 | 0.05 | 0.04 – 0.06 | 0.02 – 0.06 |
| 3 | 0.02 – 0.06 | 0.04 | | | 6 | | | | |
| 4 | 0.03 – 0.07 | 0.05 | 0.04 – 0.06 | 0.038 – 0.063 | 25 | | | | |
| 5 | 0.015 – 0.05 | 0.025 | 0.02 – 0.03 | 0.015 – 0.04 | 4 | | | | |
| 6 | 0.02 – 0.06 | 0.04 | 0.03 – 0.05 | 0.02 – 0.06 | 10 | | | | |
| 7 | 0.02 – 0.1 | 0.05 | 0.03 – 0.07 | 0.02 – 0.09 | 1 | | | | |
| 8 | 0.01 – 0.12 | 0.05 | 0.03 – 0.07 | 0.01 – 0.09 | 3 | 0.01 – 0.08 | 0.035 | 0.03 – 0.04 | 0.01 – 0.06 |
| 9 | 0.01 – 0.1 | 0.04 | 0.02 – 0.06 | 0.01 – 0.09 | 17 | 0.01 – 0.08 | 0.04 | 0.02 – 0.06 | 0.01 – 0.07 |
| 10 | 0.04 – 0.07 | 0.056 | 0.054 – 0.058 | 0.051 – 0.061 | 8 | | | | |
| 11 | 0.015 – 0.15 | 0.09 | 0.082 – 0.092 | 0.07 – 0.1 | 3 | | | | |
| 12 | 0.04 – 0.06 | 0.05 | 0.045 – 0.055 | 0.035 – 0.06 | 5 | 0.025 – 0.065 | 0.045 | 0.03 – 0.06 | 0.025 – 0.065 |
| 13 | 0.003 – 0.0374 | 0.03 | | | 5 | | | | |
| 14 | 0.037 – 0.085 | 0.06 | | | 2 | | | | |
| ∅: | 0.02 – 0.09 | 0.048 | | | | 0,0162 – 0,0712 | 0,0425 | 0,03 – 0,055 | 0,0162 – 0,0637 |
| SD: | --- | 0.0164 | | | | | | | |

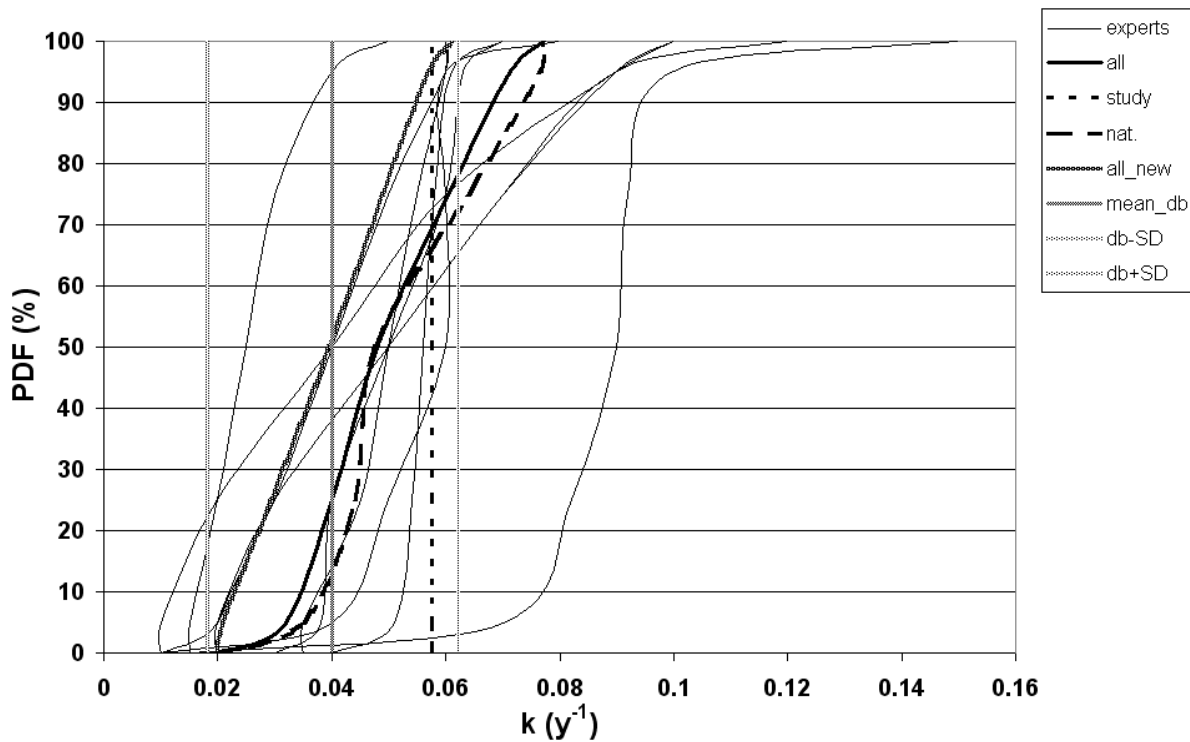


Fig. 4: Cumulative PDF of decomposition rate constant ranges resulting from an expert elicitation for pine wood in Brandenburg, Germany. “All” indicates the result of all estimates, “study” refers to the decomposition rate constant found by the method proposed in this article, “nat.” indicates estimates by national experts and “all, new” refers to the estimates including changes after review of the CWDGDB.

Of the studies presented to experts only two were given more than 15% of the points to be attributed (Harmon et al. 2000, Krankina & Harmon 1994; figure 5) and an additional four were given more than 5 percent each of the points to be attributed (Alban and Pastor 1993; De Vries and Kuyper 1988; Erickson et al. 1985; Ganjegunte et al. 2004). No national expert changed estimates after examining the CWDGDB but half of the international experts did. National experts and those international experts that changed their estimates put more emphasis on the works of Krankina & Harmon (1994) whereas international experts not changing their estimates put more weight on Alban & Pastor (1993) and Harmon et al. (2000).

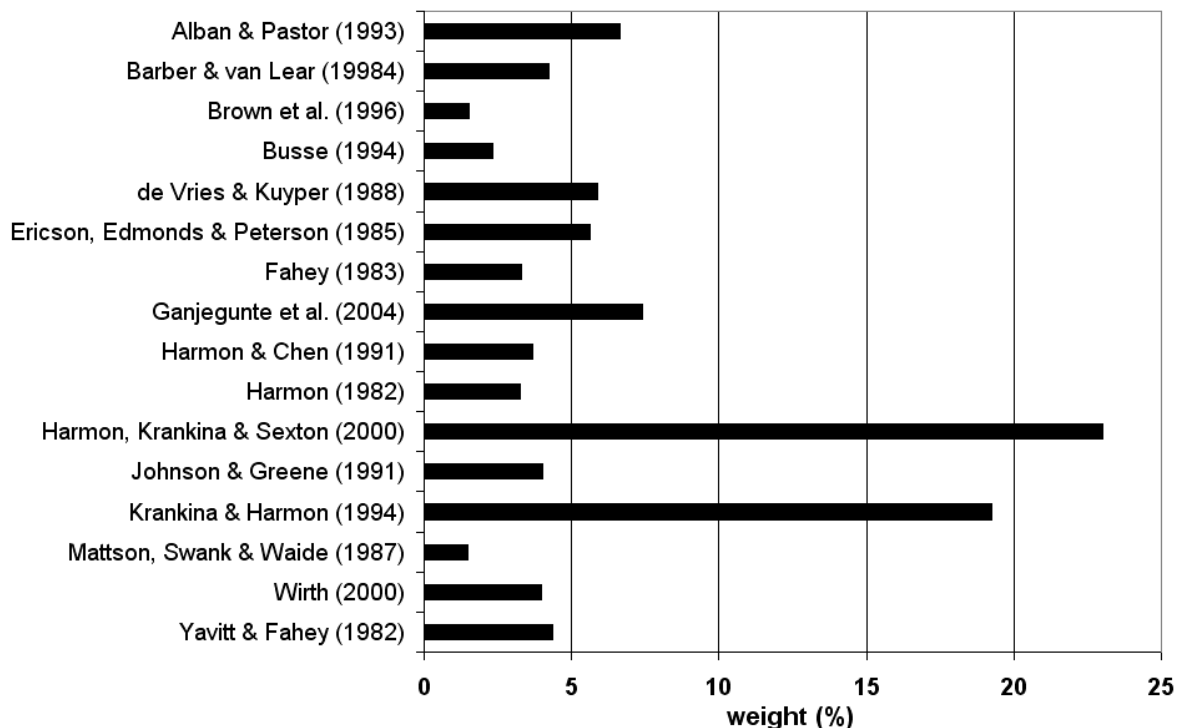


Figure 5: Emphasis put on different studies by the questioned experts.

Discussion

The IPCC Good Practice Guidance (IPCC 1996; IPCC 2003) require estimates of uncertainty for the assessments of carbon stocks and stock changes. In cases where there is no scientific data available expert judgement is a possible method to estimate parameters. The two approaches described in this paper are options to help in estimating decomposition rate constants for dead wood in cases no (or not enough) data is available for the area in question.

LB-method

The LB-method relies on the ability to qualitatively estimate the influence of various factors on the course of decay of a given piece of wood. There is quite a lot of information on the various interactions of climate, site conditions, stand characteristics and history, sampling methods, and their influences on decomposition rate constants, but factors being paramount in one case might be of little importance in other cases. For example, exposure to direct sunlight can be beneficial under comparatively wet and cold microclimatic conditions, but might be of negligible influence under wet and warm conditions. Yin (1999) has shown a way to calculate DRC for Northern American tree species that takes such variability into account, but there are not enough studies available for European conditions to apply his method there.

Test case Brandenburg

For all three species evaluated in Brandenburg a clear “point” was found where the weight assigned to the decomposition rate constants from various studies switched signs. Unfortunately, no studies were found for oak, Scots pine or European beech that would have qualified as reference like the study of Kahl (2003) that was used as test case for Norway spruce. For beech, two studies on the decomposition of wood in

Germany were found, one for windthrown logs in Hesse (Schäfer 2002), and one for CWD in the Solling, Lower Saxony (Müller-Using, 2006). The DRC calculated from data given in one figure published in Schäfer (2002) is $0,045y^{-1}$. However, due to methodological differences this value was rated too low for the conditions in Brandenburg. The volume had been measured with completely dry samples cut as blocks from stem disks, and without consideration of hollows, thus density was over- and decomposition underestimated. The study done by Müller-Using (2006) used water replacement to determine density and thus underestimated decomposition. Two other studies (Beneke 2002; Korpel 1995) did not give decomposition rate constants but volume by age classes (Beneke 2002) or total time until logs were completely decomposed (Korpel 1995). From these studies DRC were calculated by assuming either constant dead wood input or a 95% loss of density. Both constants were also judged to be too high due to climatic and methodological differences.

Test case spruce / Thuringia

While the LB-method yielded unambiguous results when tested for species and conditions in Brandenburg, the results for the site in Thuringia were unclear. There was considerable overlap between DRC rated to be too high and too low. A re-evaluation of the weighing did not yield other results. However, in nearly all cases there were contradicting influences. For example, the DRC reported by Tarasov & Birdsey (2001; 0.059) was estimated to be too low because the method to determine wood density used in this study did not account for fragmentation, and the climate at the study site was rated to be less favorable for decomposition than in Thuringia. In general, this illustrates the need for more detailed analysis and, if possible, the development of a model that can be used to quantitatively estimate CWD decomposition in Europe.

When several equations from the literature were compared with the DRC derived by the approach outlined above and the value from Kahl (2003), the slowest decomposition equation overestimated remaining biomass as much as 22% after 10 and 50% after 20 years (figure 6a,b). The fastest equation calculated that only 50 and 25 % of the remaining mass would be left. The DRC found in this study overestimated decomposition by 10 and 20%, respectively. Please note that all equations were used with the IPCC GPG default density of 0.4 g cm^{-3} and that no error or variance margins in initial density were taken into consideration. However, the estimate using the LB-method is within the standard deviation of 0.0231 around the constant of 0.0267 y^{-1} given by Kahl (2003). From a Kyoto-Protocol oriented point of view a slight underestimate of decomposition – resulting in conservative estimates – is preferable as C emissions will be over- and C stocks in forests underestimated.

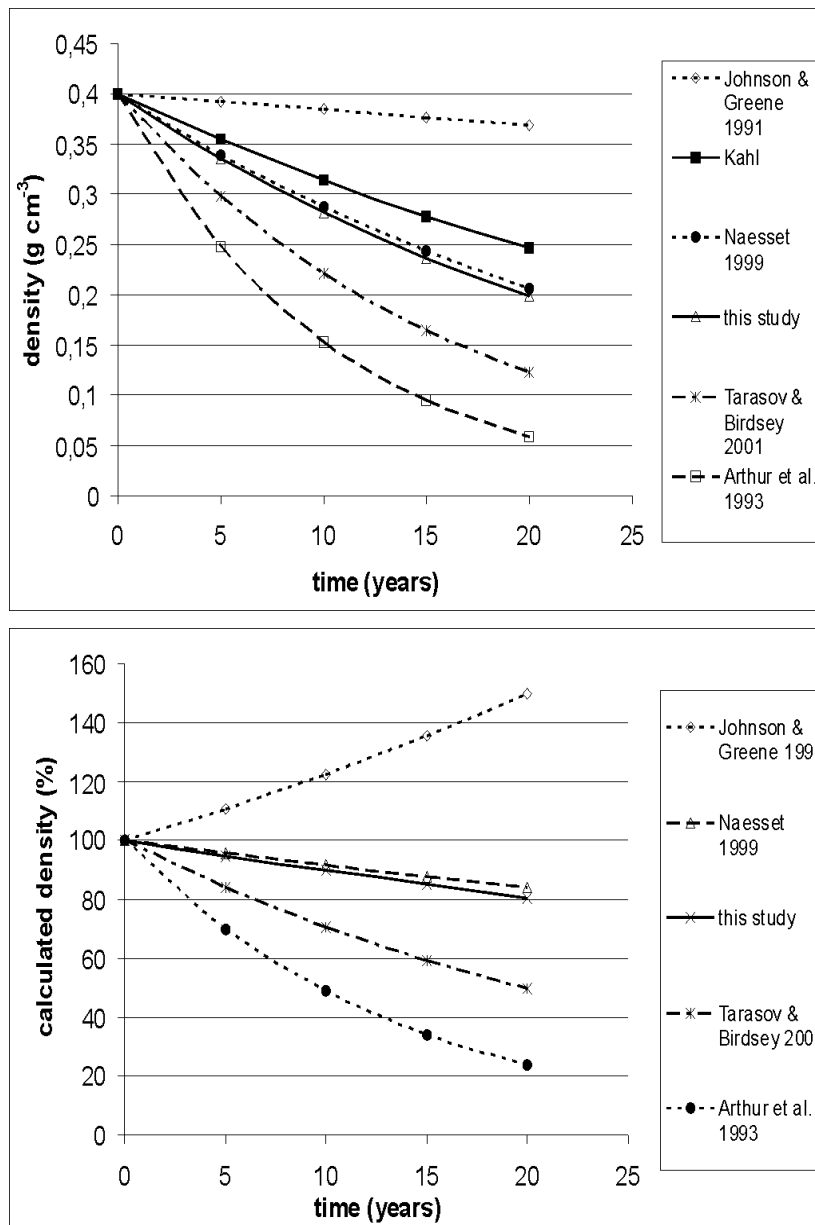


Fig. 6: Calculated densities of decaying spruce dead wood (above) and deviation (in percent, below) from the values calculated by the equation of Kahl (2003).

Expert elicitation

It is not possible to give a confidence interval – as stated in the IPCC – GPG (IPCC, 2003) – with a DRC estimated following the LB-method as it results in a single value. However, for pine the estimate using the LB-method is higher than the mean expectation of a team of experts, at the upper limit of the 90%-CI, but within the margins required by the IPCC-GPG. Interestingly, national experts did not change their evaluation after having accessed the CWDGDB. They also tended to have lower estimates than the international experts (0.045 and 0.048, resp.), but with a higher variability (0.027 and 0.0077, resp.). We therefore conclude that the LB-methodology presented here leads to results within the margins of the error budgets derived from expert elicitation and can thus be used for KP reporting in case no expert elicitation is possible.

The IPCC GPG give a default value for spruce of 0.40 g cm^{-3} (IPCC 2003), table 3A.1.12), but the values encountered in the literature for spruce wood range from 0.33 to 0.585 g cm^{-3} (Brown et al. 1998; Johnson and Greene 1991). If the true density is higher than assumed, single-exponential equations always err by the same percentage. Percent errors in estimating the starting density will be transmitted through the entire course of decomposition, whereas with linear equations, percent error will change over time. If the decomposition rate constant is correct, assuming a lower density will underestimate the release of carbon and opting for higher densities leads to overestimates of carbon stocks. In the spruce example, deviations of up to 77% occurred. The error associated with this estimate can easily exceed the error resulting from deviations in the DRC, so care should be taken to assess or estimate the correct wood density as well.

Conclusions

Using a constant derived by the LB-method approach described in this paper is a safeguard against large errors that could be introduced by choosing a DRC “by chance” and it is within the error margins aimed for under IPCC-GPG requirements. Further research is necessary to establish decomposition equations for European tree species and further test the accuracy of the approach described here. However, the Coarse Woody Debris Global Database is available on-line and researchers can use this database and the method described here to provide preliminary estimates of DRC in regions and / or for other species than those presented here.

Acknowledgements

The authors thank the experts that took part in the survey. This work was partly funded by the by the European Commission Program Environment and Sustainable Development through the Carbolnvent project (Contract number: EVK2-2002-00157).

III.1.3.3 Abgrenzung und Erfassung von Managementmaßnahmen (für KP Art. 3.4) und „factoring out“

Die verschiedenen Einflüsse von Bewirtschaftungsmaßnahmen sind ebenfalls im Rahmen von CarboInvent herausgearbeitet und in Projektberichten (Badeck & Rock 2005b, Badeck et al. 2005b) und anderen Publikationen (Jandl et al. 2007, Nabuurs et al. in review) veröffentlicht worden bzw. sind eingereicht. Hier wird der Artikel von Nabuurs et al., eingereicht bei *Forest Ecology and Management*, im Wortlaut wiedergegeben und um eine Tabelle aus Badeck et al. (2005a) ergänzt. Er bezieht sich ausschließlich auf „Waldbewirtschaftung im engeren Sinne“ („Forest management in a narrow sense“, *sensu* Badeck et al. (2005b)). Hierunter werden alle Maßnahmen und Aktivitäten verstanden, die direkt aus dem vom Bewirtschafter aufgestellten Behandlungsschema resultieren, inklusive z. B. Reaktionen auf Störungen. Im Gegensatz dazu steht der Begriff „Waldbewirtschaftung im weiteren Sinne“ für alle sozio-ökonomischen und politischen Prozesse, Entwicklungen und Aktivitäten, die den Rahmen für die Entscheidungen des Waldbewirtschafters beeinflussen, z. B. die Gestaltung von Förderleitlinien für Privatwald.

Einflüsse der weitgefassten Definition werden in Kapitel III.2 behandelt. Tabelle III.2 (entnommen aus Badeck et al. 2005a, im Anhang) zeigt verschiedene Bewirtschaftungsmaßnahmen, ihre Interdependenzen und ihren Einfluss auf die Kohlenstoffspeicherung im Wald. Leere Zellen bedeuten hierbei: „kein direkter Zusammenhang / keine direkte Verbindung“, „0“: kein oder nur sehr geringe Effekte, „+“: C-Speicher wird erhöht, „-“: Speicher wird verringert, „?“: Auswirkung nicht eindeutig oder unbekannt. Schattierte Zellen zeigen an, dass sich diese Optionen ausschließen. Die Markierungen in den Zellen stehen für C-Speicherung im (oberirdischen) Bestand, im Boden und in Produkten (in dieser Reihenfolge). Die Darstellung ist rein qualitativ, da für eine quantitative Analyse keine hinreichenden Kapazitäten vorhanden waren.

The hotspots of the European forests carbon cycle

G.J. Nabuurs^{1&2*}, Thürig, E.^{2&3}, N. Heidema¹, K. Armolaitis⁴, P. Biber⁵, E. Cienciala⁶, E. Kaufmann³, R. Mäkipää^{7a}, P. Nilsen⁸, R. Petritsch⁹, T. Pristova¹⁰, J. Rock¹¹, M.J. Schelhaas¹, R. Sievanen^{7b}, Z. Somogyi¹², P. Vallet¹³

1 Alterra, P.O. Box 47, 6700 Wageningen, Netherlands,

2 European Forest Institute (EFI), Torikatu 34, FI-80100 Joensuu, Finland

3 Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL), Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf

4 Lithuanian Forest Research Institute, Liepu 1, Girionys, LT-53101 Kaunas distr. Lithuania

5 Chair of Forest Yield Science, Technische Universität München, Am Hochanger 13, 85354 Freising, Germany

6 IFER, Areal 1. Jiloviske a.s. Prahý. 25401 Jilove u Prahu, Czech Republic

7a METLA, Unioninkatu 40A 00170 Helsinki, Finland

7b Vantaa Research Center PO Box 18 01301 Vantaa, Finland

8 Norwegian Forest Research Institute, Hogskoleveien 8, 1432 As, Norway

9 Institut of Forest Growth Research, University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Peter Jordan Strasse 82, A-1190 Vienna, Austria

10 Inst of Biology, Komi Science Center, Syktyvkar ul Kommunisticheskaya 28, 167982 Syktyvkar, Russian Federation

11 Potsdam Institute for Climate Impact Research Telegrafenberg A 62, 14467 Potsdam Germany

12 Joint Research Centre (JRC), Climate Change Unit TP 051 21020 Ispra Italy

13 INRA, LERFOB, Centre Inra de Nancy, 54280 Champenoux, France

This is the author's version of a work published accepted for publication by Elsevier. Changes resulting from the publishing process, including peer review, editing, corrections, structural formatting and other quality control mechanisms, may not be reflected in this document. Changes may have been made to this work since it was submitted for publication. A definitive version will be available at <http://www.sciencedirect.com>.

Summary

This paper is the outcome of a group discussion held at the Savonlinna meeting 'Management of forests ecosystems and its impact on the GHG budget'. The aim of this break-out group discussion was to 'Characterize forest management impacts on the GHG budget of forest ecosystems in different European regions'.

In this paper we briefly characterize different options that a forest owner has in order to maintain or maximize forest carbon pools and carbon sequestration. These hectare scale descriptions of measures are then regarded in connection to the current state of European forests and how they can be combined with ongoing management trends, and local issues. We point at the various possibilities that exist in European forests, where they are located and where they could possibly be combined with adaptation. We conclude that one common strategy cannot be designed. Within each region, local solutions have to be found that optimize goals and aim at integrated and sustainable land use.

Key words: European forests, Kyoto protocol, forest management, carbon sequestration, adaptation and mitigation

1. Introduction

Forests are known to store large quantities of carbon, which was one of the reasons to include them into the Kyoto Protocol (KP, UNFCCC 1997). Forests can act as a carbon (C) source or sink, depending on the balance between uptake of carbon through photosynthesis and release of carbon through respiration, decomposition, fires, or removal by harvest activities. Both on a European as well as on a global scale, forests are generally estimated to have acted as sinks over the last decades (Nabuurs et al. 2003). However, estimates for European forests still differ from a source of 100 Tg C y⁻¹ to a sink of 460 Tg C y⁻¹ (Lindner et al. 2004).

Management can influence the carbon balance in forests (Houghton 2001, Karjalainen et al. 2002, Thornley & Cannell 2000). This is acknowledged in the Articles 3.3 and 3.4 of the Kyoto Protocol. Accounting of Article 3.3 (re- and afforestation, deforestation) is mandatory, but under article 3.4, countries may choose to include management activities in existing forests to enhance the sink strength. By the end of 2006, Annex I countries have decided to use this possibility for the first commitment period (2008-2012) or not. Currently (March 2007) fourteen countries have elected forest management under Article 3.4, eight have not elected it, and one is undecided. Clearly all large forest countries have elected forest management under article 3.4, covering some 120 million ha of forest. Probably they expected a net benefit between the costs of forest management and reporting versus the achievable carbon credits (given the maximum assigned to them under forest management). The small forest countries are divided; apparently they were not sure what the net benefit might be to them. E.g. Denmark with roughly 450,000 ha has elected forest management, while Slovakia with roughly 2 million ha of forest has not.

According to the exact text of Article 3.4, only "direct human induced changes since 1990" should be accounted for (UNFCCC 1997). However, a separation into direct and indirect effects is very difficult, and currently no generally accepted methodology is available to do so. Therefore, each Annex I country agreed on a maximum accountable amount, so called cap, that is approximately 15% of the previously reported sink amount (Decision 16/CMP.1²). Sinks as well as sources of carbon result-

² <http://unfccc.int/resource/docs/2005/cmp1/eng/08a03.pdf#page=3> (25. Sept. 2006)

ing from forest management under Article 3.4 can only be accounted by these countries within their assigned cap.

Wood products in use represent a considerable stock of carbon (Karjalainen et al. 1999). The important impact of an increased use of wood products on the mitigation of climate change, however, is the substitution of more energy-intensive products. Furthermore, forests can serve directly or indirectly as a provider of biomass for bio-energy. This can be in the form of harvest residues, fuelwood, waste within the production process or discarded products. Through optimized use of forests to substitute non-woody materials and consistent re-use of discarded material for the efficient generation of heat and energy forests can optimally contribute to the reduction of atmospheric CO₂ emissions (Werner et al. 2006). Using biomass for bio-energy will not increase carbon stocks in the forest, but will permanently reduce the emissions within the energy sector. Furthermore, increased harvesting from existing forests will lower the average growing stocks, and thus reduce susceptibility to storms, an adaptation measure. This increased attention for biomass for bio energy will influence the strategy on how to make optimal use of the forest in combating the greenhouse effect. In turn, forest management will play an important role to achieve such a strategy (Liski et al. 2001, Schmid 2005, Thürig 2005).

Table 1: Overview of election of forest management under Article 3.4 choice per EU country (excluding Malta and Cyprus).

| Country | Forest Management | Country | Forest Management |
|----------------|-------------------|----------------|-------------------|
| Austria | Not elected | Italy | Elected |
| Belgium | Not elected | Latvia | Not elected |
| Czech Republic | Elected | Lithuania | Elected |
| Denmark | Elected | Luxembourg | Not elected |
| Estonia | Not elected | Netherlands | Not elected |
| Finland | Elected | Poland | Elected |
| France | Elected | Portugal | Elected |
| Germany | Elected | Slovakia | Not elected |
| Greece | Undecided | Slovenia | Elected |
| Hungary | Elected | Spain | Elected |
| Ireland | Not elected | Sweden | Elected |
| | | United Kingdom | Elected |

This paper is the outcome of a group discussion held at the Savonlinna meeting 'Management of forests ecosystems and its impact on the GHG budget'. The aim of this break-out group discussion was to 'Characterize forest management impacts on the GHG budget of forest ecosystems in different European regions'.

In this paper we briefly characterize different options that a forest owner has in order to maintain or maximize forest carbon pools and carbon sequestration. These hectare scale and landscape scale descriptions of measures are then regarded in connection to the current state of European forests and how they can be combined with ongoing management trends, and local issues. We point at the various possibilities that exist in European forests, where they are located and where they could possibly be combined with adaptation.

2. Influencing carbon pools and fluxes by forest management

Various studies show different aspects of how forest management can be used to mitigate the increase of atmospheric CO₂ (de Wit & Kvindesland 1999, Freeman et al. 2005, Guo & Gifford 2002, Johnson 1992, Johnson & Curtis 2001, Post & Kwon 2000). Forest management activities influence carbon pools, fluxes and productivity on-site, either directly by e.g. transferring carbon from “live growing stock” to the “product” pools (e.g. thinning, final harvesting), or indirectly by altering growth conditions of trees (e.g. liming, fertilising). The effects can be instantaneous (e.g. thinning) or slowly “evolving” (e.g. fertilization). Activities may affect the current stand (e.g. thinning regime) or future stands (e.g. regeneration), or they are transient (e.g. minimizing site preparation, planting). Furthermore, the impacts of an activity may be clear at the stand scale, but may be different at the landscape scale. In this section we summarize the effect of management measures on carbon pools and fluxes in biomass, soil, and products (where appropriate), focused on the European situation. We ignore the use of any additional fossil fuels that may be needed to accomplish the change in management.

2.1. Harvesting effects

In general, a forest stand acts as a carbon source for some years after final harvest or thinning. In this period, the rate of decomposition of slash on the ground is higher than accumulation of carbon in the vegetation and soil (Aber et al. 1978, Covington 1981, Mäkipää et al. 1999). Furthermore, the soil temperature may go up in the open spaces, and the decomposition of soil organic matter may increase. For the rest of the rotation period the stand is usually a carbon sink due to carbon sequestration of the growing vegetation and accumulation of carbon in the soil and coarse woody debris (e.g. Aber et al. 1978, Janisch & Harmon 2002, Mäkipää et al. 1999). In determining harvesting effects, one should distinguish between effects at the stand level, and effects at the landscape level, and distinguish between which pool is meant. Carbon pools and fluxes at the regional scale are strongly determined by the applied rotation lengths, the thinning intensity, and the resulting age-class distribution of the forests.

2.1.1. Rotation length

Changes in rotation length affect the long term average amount of carbon in trees and soil (Aber et al. 1978, Cooper 1983). Generally, the shorter the rotation length the lower the average carbon stock in the biomass. Soil responses to altered rotation length are not trivial. A smaller tree biomass may produce less litter and decomposition of soil carbon (or peat) may accelerate in harvested sites. On the other hand, the fast growing young trees and the large quantity of harvest residues from frequent harvests can increase litter input (Liski et al. 2001). Furthermore, in an empirical study by Prescott et al. (2000) evidence on increased rate of decomposition on harvested stands was not found. Rotation length determines size and quantity of harvested timber, influencing carbon stored in wood products (Karjalainen et al. 1999) and the amount of harvested biomass that can substitute fossil fuels (e.g. Ericsson 2003).

In many studies, biomass and soil reacted in opposite directions on changes in rotation length (Lasch et al. 2005, Liski et al. 2001, Seely et al. 2002), except Eriksson (2006) for Sweden. Most European studies indicate an increased total carbon accumulation in biomass and soil if rotation lengths are increased (Ericsson 2003, Kaipainen et al. 2004, Lasch et al. 2005, Liski et al. 2001). Only for Norway spruce in Finland, Liski et al. (2001) found a decrease, because a longer rotation meant

smaller inputs of slash to the (mineral) soil. Kaipainen et al. (2004) reported that several European countries could accomplish their largest eligible carbon sink under Article 3.4 with the prolonged rotation length as the measure. However, at the landscape level, and increased rotation length also means that the total amount of wood to be harvested must be found in older forests. This means that more pressure is put on older forests (possibly elsewhere), and the average age of the forest at the landscape level may in some cases become lower.

2.1.2. Regeneration regime

The regeneration regime describes how a stand is finally harvested and regenerated. Regeneration regimes can be characterized by the degree of canopy cover removed in one cut. The method used for establishing the new stand – planting, seeding, or natural regeneration – can influence carbon stocks, e. g. in soils, but in similar ways as described under point 2.1.1 and 2.4., and is therefore not included here. The regimes can range from single-tree selection systems (e.g. nature oriented management) to clearcut. The higher the share of standing stock that is cut, the higher is the input to forest floor C pools from residues. In most cases soil C stocks increase shortly after the harvest when slash is accounted as well (see review in Bergh et al. 2003). This period may be followed by a period of decrease, depending on the growth rate of new trees and the treeless time following harvest. Not fully understood however, is the role of the exact management activity and how it affects the soil C balance and the establishment of new trees. Overall it seems that the prevailing trend in Europe towards group and selective felling regimes, leads to maintenance of larger average stocks at the stand level. At the landscape level, the difference will be very small as overall the same amount of wood will be cut anyway.

2.1.3. Whole-tree harvesting

As an alternative to conventional harvesting where all needles, branches and non-merchantable timber remain on site, whole-tree harvesting removes almost all above-ground components from a site. While it increases the amount of harvested biomass up to 40%, there are losses of nutrients from the forest which may also cause nutrient imbalance in trees (Olsson 1999). Johnson and Curtis (2001) found in a meta-analysis an average decrease in soil C and N of 6%. Whole tree harvesting leads to a decrease in mineralization, nitrification, nitrogen immobilization and nitrogen accumulation (e.g. Lundborg 1997). Reported losses in subsequent forest production range from 6-32% (Jacobson et al. 2000, Sterba 2003) although the full successional effects may sometimes be different than expected (Brais et al. 2002). Some of the negative effects like nitrogen loss can be mitigated by the proper site-preparation (Jacobson et al. 2000, Olsson 1999). In areas where nitrogen deposition is relatively high due to anthropogenic influence, whole-tree harvesting can decrease nitrogen leaching by reducing the nitrogen load (Lundborg 1997).

2.1.4. Tending (weed control)

We define tending here as all activities in forest plantations after planting up to the moment of the first (commercial) thinning. Trees and weed cut in tending operations usually are not removed from the site. The decomposition of their stems and roots increases soil C content (Paul et al. 2002). However, weed control by e.g. soil scarification could result in the loss of soil carbon due to accelerated decomposition of organic matter and wind and water erosion (Johnson 1992, Paul et al. 2002). Tending in combination with thinning can have a beneficial effect of up to 10% on carbon sequestration, because the remaining trees will grow better (Kairiukstis & Juodvalkis 2005, Kairiukstis et al. 1995).

2.1.5. Thinning

Thinning is an active reduction in stem number during the rotation of a stand. The aim can among others be to enhance the growth of the remaining trees, to have early income from wood production, to influence tree species composition or forest structure and to select on stem quality. Thinning can roughly be characterized by type (systematic or selective), direction of approach (from below or from above), recurrence interval and intensity.

Various observations indicate an optimum relationship between thinning intensity and production. Kramer (1988) found that light to medium thinning from below can increase overall production by 3-11% compared to un-thinned Norway spruce stands in central Europe. Kairiukstis and Juodvalkis (2005) found similar results in Lithuania. Pretzsch (2004) generalized the findings on thinning and production. According to his results the general pattern is an optimum interrelation which is more or less pronounced depending on the tree species, site conditions and stand age. An experimental approach done by Eriksson (2006), however, showed no significant difference in production between five different thinning regimes for Norway spruce.

Soil carbon may (temporarily) be enhanced due to increased litter input, but changes in microclimate could also lead to increased decomposition. Furthermore, decreased litter input afterwards or removal of thinning residues could lead to a decrease in soil carbon stocks (Bergh et al. 2003).

2.2. Forest fertilization

Fertilization is the artificial application of nutrients to the forest. Its aim is to increase biomass production, to compensate nutrient losses due to the removal of logging residues for bio-fuel and nutrient leaching, to counteract imbalances caused by deposition, and to improve stress tolerance (Mandre 2002). Depending on the situation and aim, fertilization can be done with pure N, mixtures of for example NPK, or can appear in the form of liming or wood ash application.

The effect of fertilization depends on the nutrient state of the forests. Boreal forest ecosystems in Europe are usually N limited (Tamm 1991) and a single N application of $0.15 \text{ Mg N ha}^{-1}$ can effect an increase in carbon sequestration of $0.5\text{-}0.6 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (Saarsalmi & Malkonen 2001). Bergh et al. (2005) calculated that the biomass production potential in Norway spruce forests in Sweden could be increased by 100 to 300%. In parts of Denmark, central- and southern Europe other elements such as P, K and Mg can increase the growth rate of forests on mineral soils (e.g. Vejre et al. 2001). A meta-analysis by Johnson and Curtis (2001) showed that fertilization had an overall increasing effect on soil C storage due to increased litter production and reduced soil respiration.

2.3. Reducing risks to natural disturbances

2.3.1. Wind damage

Management options to reduce wind damage are to increase the stability and to decrease the size of the stock at risk. Important options for increased stability are carefully designed thinning regimes (including no-thinning regimes in stands at high risks) and carefully planned fellings in order to minimize the length of exposed edges (Quine et al. 1995). Tree species choice also plays a decisive role in stand stability. Especially Norway spruce and Sitka spruce are known to be sensitive to wind throw. Increased stability would lead to higher average biomass carbon stocks, but could also mean a decrease in soil carbon stock due to lower litter input. Reducing the

stock of the forest estate that is under risk would for example involve a choice for shorter rotations, where stands are harvested before they are exposed to wind risk. Avoiding wind damage clearly has stand level aspects, but also landscape level aspects.

2.3.2. Fire damage

The main influence forest management can have to decrease forest fire risk is by manipulating the fuel characteristics. A very important measure is to disrupt the continuity of the fuel, both within stands (open forest) and between stands (fire breaks, variation in stand characteristics). Planning at the landscape level is very important, but not much research has been done on this topic yet (Fernandes & Botelho 2003). The amount of fuel can be reduced by prescribed burning, or by active removal (Fernandes & Botelho 2003). Other management options are to manage the forest to create an open structure (combined with removal of felling debris) or to change tree species to less flammable species. Tilman et al. (2000) found a fire suppression effect of $1.8 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ over a 35-year period in an oak savannah in Minnesota. This increase was mainly attributed to increased carbon stocks in woody vegetation and litter; effects on soil were not significant. Apart from these more direct effects of fire suppression, the longer term impacts on succession are more significant, but difficult to quantify.

2.4. Species mixture

Cannell (1996) pointed out that the choice of species and how they are arranged spatially could have an important role in the carbon stocks and production of the forests. He concluded that fast growing species accumulate carbon more rapidly than slow growing species, but that for long term carbon storage, the slow growing species would be preferable. Replacing natural forests by plantations may lead to a loss of carbon in some cases due to the species substitution effect (Kowalski et al. 2004). Other studies indicate the importance of the choice for locally adapted species when abandoned agricultural lands is reforested (Lal 2004).

A positive effect of species mixture on forest production may occur when species make different use of available resources, either in space or in time (Kelty 2006). Differentiation in time can be achieved by mixing species with different growth patterns. Differentiation in space can be achieved by mixing species with different shade tolerance (Pretzsch 2005) within a stand, or by mixing group-wise or stand-wise at the landscape level. In Central Europe productivity increases of 2 to 50% were reported for various combinations with common beech and Norway spruce (Assmann 1970) relative to unmixed forests of these tree species. Investigations from boreal forests in Finland, Sweden and Norway by Frivold and Kolström (1999) and Mielikäinen (1985) observed 10-15% increase in production in mixtures of Scots pine/Silver birch and Norway spruce/Silver birch. Even higher values are reported for the net primary production of coniferous/deciduous mixed stands in the Northwest-European part of Russia by Pristova (2003) and Karelian birch/aspen stands by Kazimirov et al. (1978). However, all studies report that effects were highly depending on site conditions: positive effects might apply over larger areas.

3. Where are the carbon hotspots of the European forests?

In relation to the description of management options (in existing forests) as described above, we now analyse where these management options could be applied in different regions of Europe. Figure 2 shows relevant variables in European maps that indi-

rectly address the mentioned mitigation options. In summary, the strategies consist of: a) maximize stock at low risk sites, b) at high risk sites maintain lower stocks or reduce the risks, and c) maximize biomass production through either changes in existing stands, or through forest area expansion. Figure 2 gives in ten different maps variables that determine where best to apply a strategy.

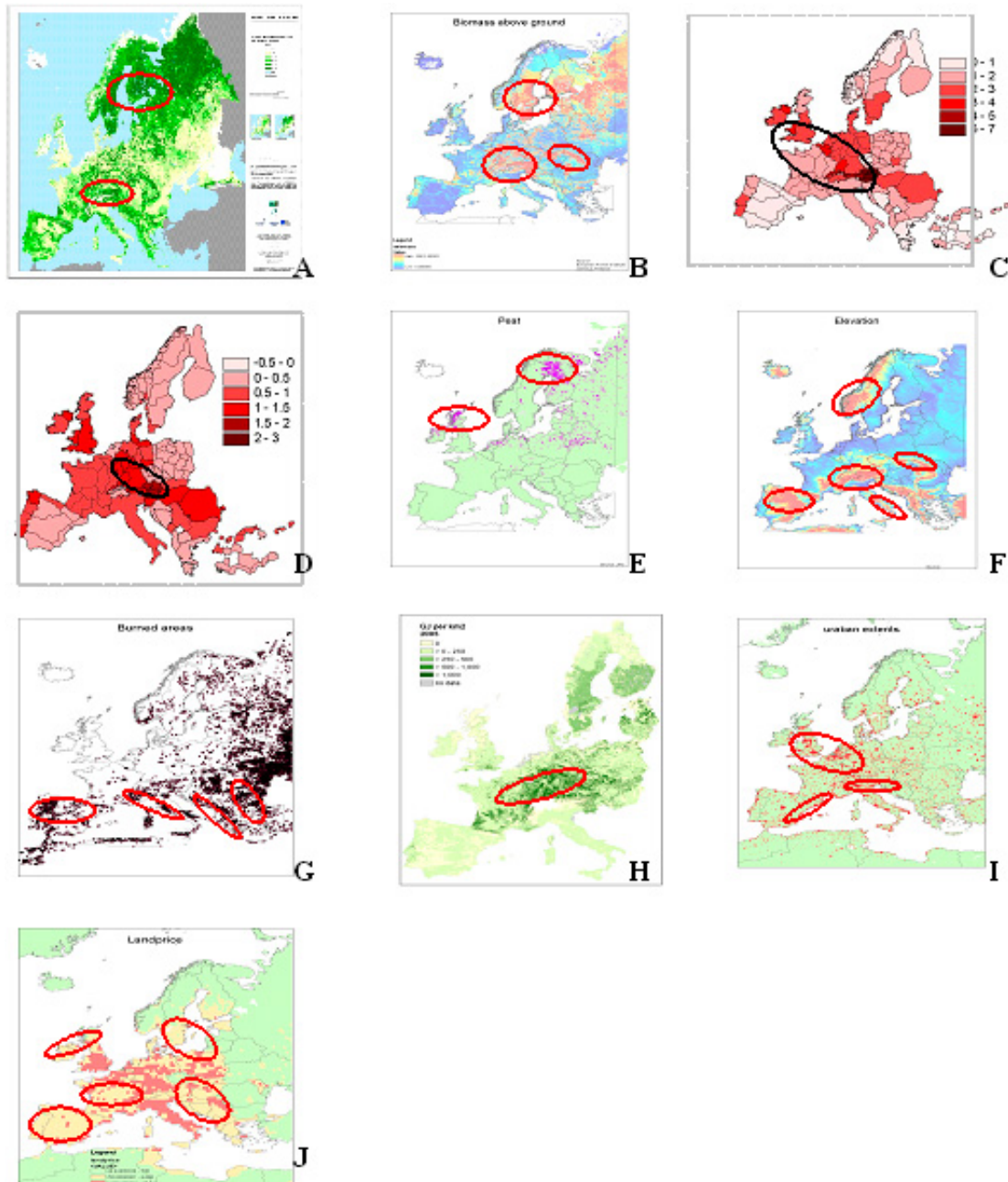


Figure 2: Identification of the forest carbon cycle hotspots in European forests. Forest area (Schuck et al. 2002), B. Aboveground biomass (Van Brusselen et al. in prep.), C. Net Ecosystem Production (Mg C/ha.y) (Nabuurs and Schelhaas 2003), D. Net Biome Production (Mg C/ha.y) (Nabuurs and Schelhaas 2003), E. Peat (Jones et al. 2002), F. Elevation (CGI 2005), G. Burned areas (Tansey et al. 2004), H. available biomass for bio energy (Lindner et al. 2005), I. urban extent (Ciesin 2006), J: Land price (pers comm. Michael Obersteiner, IIASA) .

Figure 2a (Nabuurs & Schelhaas 2003) indicates where the main forested regions in Europe can be found and Figure 2b where the highest average biomass can be found (Van Brusselen et al. in prep). Central Europe and Southern parts of Scandinavia clearly stand out. The regions with high stocks, mainly concentrated in Central Europe, are the ones where one would like to concentrate on preserving existing stocks, and gradually minimize the risks of disturbances. This could be done by moderately regenerating the forests. This implies loss of carbon stock, but enhanced supply of wood as a raw material for products, and it keeps the forest estate in a state of vigorous growth. These are regions where the management options of reducing risks, changing stands to species mixtures, a careful regeneration regime, and a sustained production of wood for materials and bio energy will apply.

Regions with lower carbon stock (blue colours in Fig 2b) are regions where higher stocks than at present can be reached. E.g. Ireland, southern England, western France, Denmark, North-west Spain, eastern Poland and Donau valley stand out. Continuous build up of stocks is possible in these regions, e. g. by afforestation. For existing forests one could think of decreasing the harvesting amount, or changes in tree species distribution towards higher productive species. The first option, may be attractive in regions where harvesting is technically difficult and uneconomical.

Figure 2c (Nabuurs and Schelhaas 2003) shows a north western to southeastern band over Europe where the Net Ecosystem Production (~ a measure for net increment including harvesting amount) is highest. These are regions where currently the largest net carbon sinks can be observed. To some extent, the areas with the largest increment overlap with areas holding the large carbon stocks. This indicates that those highly stocked areas are not yet in a phase of saturation and still sequester a large amount of carbon (Carey 2001). However, the question of the optimal growing stock in terms of long-term maximum carbon sequestration can not be answered with this comparison. Due to the varying growing conditions, there is not one optimum growing stock for all regions. Each region therefore has to be treated differently to optimize the trade-off between increasing growing stock to create sinks accountable under the KP and maximizing the harvesting amount. Looking at the next figure at least gives an indicator, where harvesting could be increased without creating a carbon source in the forest growing stock.

Figure 2d (Net Biome Production) indicates regions where currently the carbon stock in forests increases because the increment exceeds losses by natural mortality and harvesting. This figure indicates that harvesting levels might be increased without a long term decrease of the growing stock. This goal can very well be in accordance with the goals of figure 2b, since keeping the forest estate at a high stock, and at the same time carrying out sustainable harvest is very well possible (Kaipainen et al. 2004). This would also be in line with the industrial goal of a sustained high level flow of raw material. The industry would not like to see stocks reaching an overmature status with high rates of mortality, and high risks of storm damage. Furthermore, the regions where Net Biome Production (NBP) is highest (i.e. the fastest increase of growing stock), are very well in line with the regions indicated in Figure 2H, where the red circle indicates the region with the largest amount of biomass available for bio energy.

Figure 2E gives the peat soil map of Europe. This is relevant in respect to the carbon cycle also in terms of preservation of existing stocks. Northern Scandinavia and Ireland are hotspots in this respect. Here, forest management should be aimed at maintaining these stocks by reducing drainage and by careful or minimal soil preparation at regeneration.

Figure 2F shows the elevation map of Europe (CGI 2005). This is relevant in respect to the carbon cycle in different ways. High elevation often means steep slopes as well, and thus related to high risk of erosion (loss of soil C) after management measures, and possibly high storm risk. Depicted here as risk areas are parts of the Mediterranean, the Alps, Carpathians and southern Norway. Elevation is also related to the carbon cycle in the sense that high elevation means lower biomass stocks and thus less impact of management measures on the carbon cycle. Furthermore elevation usually means higher costs for management measures and thus a low cost efficiency of harvesting. Combined with figure 2b this could indicate areas suitable for conservation of the current growing stock.

Figure 2G indicates the burned areas (both forest and non-forest) in Europe (Tansey et al. 2004). Ignoring the steppe burns in the eastern Balkan and Ukraine, main affected forest areas are in western Iberian Peninsula, southern Alps/Italy, Balkan and Romania/Bulgaria. These are the risk areas for high emissions, and high risk of losing stocks of carbon. With projected climate change predicting further increases in drought in the Mediterranean, these would not be the areas to aim at increased carbon stocks through forest management changes. These would be the areas to choose for more fire resistant species, to avoid multi layered stands, and to concentrate on management that reduces fuel load.

Figure 2H (Lindner et al. 2005) depicts where in Europe forest biomass may be available for bioenergy. This is mostly the case stretching from south eastern France through Central Europe into some new accession countries. This clearly overlaps with areas in map 2b, with exception of Scandinavia. In the latter region, the authors found a rather high felling/increment ratio and several ecological constraints. Provided that not too much competition is going to occur with traditional forest industries, the additional harvesting for bioenergy purposes could very well be combined with the strategy described under 2b, of moderate regeneration while maintaining average stocks at the forest estate level.

Figure 2I (Ciesin 2006) depicts the urban extent in Europe with concentrations in Northwestern Europe, northern Italy and eastern Spain. This variable is relevant in terms of a risk factor for existing stocks, namely urban sprawl always takes place in the vicinity of cities. Therefore, these are the locations where deforestation occurs in Europe. The emphasis should be on conservation in these regions.

Figure 2J then finally depicts average land prices. This is relevant in terms of finding the most cost efficient sites for afforestation. Regions jumping out are Spain, Central France, Ireland, and some new accession countries.

4. Conclusion

In the long term, carbon will only be one of the goals that drive forest management decisions. Within each region, local solutions have to be found that optimize all goals and aim at integrated and sustainable forest use. Developing the optimal regional strategies for climate change mitigation (possibly with adaptation) involving forests will require complex analyses of the trade-offs (synergies and competition) between forest conservation (carbon storage) and harvesting forests, and the trade-offs among utilization strategies of harvested wood products aimed at maximizing the substitution of non-woody material through production, storage and recycling of wood products and the (final) consumption for bioenergy.

The Kyoto Protocol created incentives to enhance the biomass stored in forests only through specific management actions. This system is limited and does not secure sustainable use of forests in climate change mitigation. Neither does it take into account the specific situation in each locality. Furthermore, the complex Protocol rules require intense monitoring and reporting. In the review process of the Kyoto Protocol for the next commitment periods, this should be taken into account, and possibly broader actions should be rewarded.

We show that local management strategies can be defined and most optimal regions sought in Europe. We did this in a rather rough way by looking at relevant variables. In the future one can think of dynamically linking these overlays in combination with high resolution forest inventory data based on e.g. a 1x1 km grid. In this way relevant variables can be quantitatively combined to find optimal strategies. However, we do indicate here already that a very drastic change in the current sink in European forests should most likely not be expected. A large forest resource has a certain dynamics that it has inherited from the past 100 years of management. This cannot be changed from one year to the other, taking into account the many other demands put on Europe's forests.

Acknowledgements

This article is the result of discussions held at the Savonlinna meeting under the Carbo Europe GHG Concerted Action. The meeting was held from 26 – 28 August 2005. We want to thank the organisers Marcus Lindner and Tim Green for the very pleasant and interesting meeting. Some of the material reproduced here originated from under the MEACAP project (SSPE-CT-2004-503604), the Carbo Europe-IP (505572), and the ADAM-IP (018476).

III.1.4 Vergleich von bewirtschaftetem und nicht bewirtschaftetem Wald

Der Vergleich von bewirtschaftetem mit nicht-bewirtschaftetem Wald unter dem Ansatz einer umfassenden Klimawirksamkeitsanalyse bedeutet im Endeffekt den Vergleich der Kohlenstoffspeicherung – in Menge und zeitlicher Dynamik – mit den Netto-Substitutionseffekten, die durch die Nutzung des Holzes erreicht werden. Verschiedene Arbeiten haben gezeigt, dass unter mitteleuropäischen Verhältnissen die höchste C-Speicherung unter Nicht-Bewirtschaftung zu erreichen ist (Fürstenau et al. eingereicht, Schulze 2000, Schulze et al. 2000). Dieser Ansatz alleine ist jedoch unzureichend, da durch die fehlende Nutzung von Holz dieser Speicherleistung die Emissionen aus fossilen Brennstoffen gegenübergestellt werden müssen, die durch die Nutzung des Holzes hätten vermieden werden können.

Holz kann fossile Brennstoffe auf zwei Arten ersetzen. Bei der Verwendung von Holzprodukten werden fossile Brennstoffe, die bei der Erzeugung der substituierten Produkte anfallen ersetzt (Produktsubstitution). Bei der Verbrennung von Holz und Holzprodukten am Ende ihrer Nutzungsdauer kann Energie (Wärme, Strom) erzeugt werden, was ebenfalls fossile Brennstoffe substituieren kann (energetische Substitution).

Für die Berechnung der Substitutionsleistung muss ermittelt werden, welche Brennstoffe durch Holz ersetzt werden können. Die Verstromung von Holz ist z. B. nur be-

dingt in Kraftwerken möglich, die zur Abdeckung der Spitzenlast gebraucht werden. Diese Funktion erfüllen in der Regel Gaskraftwerke, die entsprechend schnelle Steuerungen und Reaktionszeiten haben. Auf der anderen Seite ist die Stromerzeugung in Atomkraftwerken mit so geringen Grenzkosten verbunden, dass kein Atomstrom durch Holz-Strom ersetzt werden dürfte (Fritsche et al. 2004).

Für die Bestimmung des Material-Substitutionseffektes von Produkten wird die Differenz in der Energieaufwendung jeweils bis zum fertigen Produkt herangezogen und mit der Differenz der Kohlenstoffgehalte in den beiden Produkten gewogen (siehe Fürstenau et al. (eingereicht) für Details).

Anstelle des Gesamtmixes für alle Energiearten wird hier der für Strom verwendet, da viele durch Holz ersetzte Produkte in Anlagen erzeugt oder bearbeitet werden, die direkt oder indirekt mit Strom angetrieben werden. Tabelle III.3 enthält die Anteile von primären Energieträgern an der jeweiligen Endenergie und die damit verbundenen Kohlenstoffemissionen.

Von den nicht im Transport verwendeten Energieträgern werden in Deutschland ca. 1/3 für die Wärmeerzeugung und 2/3 für die Stromerzeugung verwendet. Biomasse kann Erdgas, Erdöl, Stein- oder Braunkohle in je nach Einsatzzweck unterschiedlichen Anteilen ersetzen. Bei der Stromerzeugung wird Biomasse zu 10% eingesetzt, um Erdgas zu ersetzen, 30% werden anstelle von Braun- und 60% statt Steinkohle eingesetzt (AGEB 2006, nach BMU 2006). Für Wärmeerzeugung stehen keine Werte zur Verfügung. Es wird jedoch erwartet, dass erneuerbare Energien den folgenden Mix ersetzen (BMU 2006): 52.9% Erdgas, 41.5% Öl, 1.5% Kohle (Stein- und Braunkohle kombiniert) und 4.1% Elektrizität. Wenn die Strommenge analog zum Einsatz der Primärenergien aufgeteilt und die hierbei mögliche Substitution durch Holz einbezogen wird (Fritsche et al. 2004), verändern sich diese Prozente zu 53.3% für Erdgas, 41.6% für Erdöl, und 4.9% für Kohle (Steinkohle 0.98%, Braunkohle 3.98%).

Tabelle III.3: Primärenergiequellen und ihr jeweiliger Anteil an der Energieversorgung in Deutschland (Daten: AGEB 2006, nach BMU 2006)

| Primärenergiequelle: | Anteil an | | | Emissionsfaktor (t C GJ ⁻¹) |
|-----------------------|-------------------------------|--------------------|--------------------|--|
| | Primärenergie (2005, in %) | Wärme (2000, %) | Strom (2000, %) | |
| Mineralöl | 36 | 30,0 | 0,89 | 0,014 |
| Braunkohle | 11,2 | 6,28 | 26,92 | 0,029 |
| Steinkohle | 12,9 | 1,57 | 25,31 | 0,020 |
| Kernenergie | 12,5 | | 30,30 | |
| Erdgas | 22,7 | 49,46 | 9,80 | 0,016 |
| erneuerbare Energien | 4,6 | 2,57 | 6,06 | |
| davon Biomasse | 2,43 | 2,45 | 0,36 | |
| Sonstige | 0,1 | | | |
| Strom (bei Hauswärme) | | 10,13 | | |

Nur 13% der derzeit zur Energieerzeugung herangezogenen Biomasse wird verstromt (BMU 2006). Werden die verschiedenen Anteile gewogen und auf die Primärenergieträger bezogen, so ergibt sich, dass eine eingesetzte Biomasseeinheit zu 36.2% Mineralöl, zu 7.3% Braun-, zu 8.7% Steinkohle und zu 47.7% Erdgas ersetzt. Das energetische Substitutionspotential beträgt damit $0,0168 \text{ t C GJ}^{-1}$ und kann als derzeitige „Grenz-Substitution“ aufgefasst werden, da sich die Verhältniszahlen bei geändertem Primärenergiemix oder Energieverbrauch natürlich ebenfalls ändern. Eine eingesetzte Tonne Holz besitzt bei 15% Holzfeuchte einen Heizwert von 15,6 GJ (FNR 2005) und ersetzt somit 0,26208 t C aus fossilen Brennstoffen alleine in der Energieerzeugung.

Der Wert enthält keine Korrektur für die Bereitstellung der Biomasse, die je nach Produktionslinie unterschiedliche Anteile der enthaltenen Energie für z. B. Ernte, Transport und Aufbereitung des Brennstoffes benötigt.

Bezüglich der Kohlenstoffbilanz inklusive Materialsubstitution kommen Fürstenau et al. (Fürstenau et al. eingereicht) auf den Wert von 0,714 t C die pro eingesetzter Tonne Kohlenstoff zusätzlich eingespart werden. Bezogen auf die Bewirtschaftung von Wald bedeutet dies, dass der Netto-Effekt der Nichtbewirtschaftung eine im Vergleich zur Bewirtschaftung um 71,4 % höhere Kohlenstoffbindung (Netto-Zuwachs) aufweisen muss um unter Klimaschutzgesichtspunkten gleichwertig zu sein. Die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsvarianten auf den gesamten Kohlenstoffkreislauf unterscheiden sich nach einer Fallstudie am Beispiel eines Forstbetriebsbezirkes in Brandenburg deshalb deutlich (Fürstenau et al. 2006, Fürstenau et al. in Vorbereitung). Die Einbeziehung der Produkte als reiner Speicher sowie in einem weiteren Schritt die Berücksichtigung der Substitutionseffekte zeigten klar, dass eine Bewirtschaftung „Kohlenstoff optimaler“ ist als eine Nicht-Bewirtschaftung, zumindest unter den vorgefundenen Bedingungen. Die Auswahl des analysierten Forstreviers erfolgte jedoch nach seiner Repräsentativität für die Bedingungen in Brandenburg (Fürstenau, pers. Mitt.), so dass die Ergebnisse übertragbar sind. Bei kompletter Nutzung in langlebigen Produkten mit anschließender thermischer Verwertung addieren sich materielle und energetische Substitution zu 1,238 t C pro t C auf (0,714 t C aus der Substitution und $2 * 0,262 \text{ t C pro t Holz}$). Dies stellt die derzeitige Obergrenze für Substitutionseffekte dar. Der durchschnittliche Effekt pro geerntete t Holz liegt niedriger, da nicht alles Holz in Bereichen verwendet wird in denen fossile Brennstoffe ersetzt werden und nicht alles Holz am Ende der Produktlebensdauer recycled oder nutzbringend verfeuert wird.

III.2 Politische Rahmenbedingungen für die Waldbewirtschaftung aus dem Kyoto-Protokoll und den Folgevereinbarungen

III.2.1 Derzeitige Regelungen zu Art. 3.3 und 3.4 KP

Der derzeitige Sachstand zu diesem Themenkomplex wurde in dem im folgenden im Wortlaut wiedergegebenen Beitrag dargelegt:

A synopsis of land use, land-use change and forestry (LULUCF) under the Kyoto Protocol and Marrakech Accords

B. Schlamadinger, N. Bird, T. Johns, S. Brown, J. Canadell, L. Ciccarese, M. Dutschke, J. Fiedler, A. Fischlin, P. Fearnside, C. Forner, A. Freibauer, P. Frumhoff, N. Hoehne, M.U.F. Kirschbaum, A. Labat, G. Marland, A. Michaelowa, L. Montanarella, P. Moutinho, D. Murdiyarso, N. Pena, K. Pingoud, Z. Rakonczay, E. Rametsteiner, J. Rock, M.J. Sanz, U.A. Schneider, A. Shvidenko, M. Skutsch, P. Smith, Z. Somogyi, E. Trines, M. Ward, Y. Yamagata

This is the author's version of a work published by Elsevier. The definitive version was published in Environ. Sci. Policy 10(2007) : 271 – 282, and is available at <http://www.sciencedirect.com>, doi:10.1016/j.envsci.2006.11.002

Abstract

The complexities inherent in land use, land-use change and forestry (LULUCF) activities have led to contentious and prolonged debates about the merits of their inclusion in the 2008–2012 first commitment period of the Kyoto Protocol. Yet the inclusion of these activities played a key role in agreement on the general framework of the Kyoto Protocol, and LULUCF will likely continue to play a substantial part in negotiations on national commitments post-2012. The Marrakech Accords dictate which LULUCF activities are to be included under the Kyoto Protocol and provide rules on how they are to be accounted in the first commitment period. However, these rules have limitations and drawbacks that may be avoided in the structure of future commitments beyond 2012. Through adherence to the objectives of the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), and the incorporation of several critical features, a future framework can more effectively address the mitigation challenges and opportunities of this sector.

Keywords:

LULUCF, Kyoto Protocol, Marrakech Accords, Carbon, Emissions, Removals, Sequestration, Saturation, Non-permanence, Carbon stocks, Net-net accounting, Gross-net accounting, Bioenergy, Deforestation

1. Introduction

Achieving the ultimate objective of the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) of avoiding “dangerous interference” with the global climate system will require policies that “cover all relevant sources, sinks and reservoirs of greenhouse gases” (UNFCCC, 1992a)—including those from land use, land-use change and forestry (LULUCF).

Between 1989 and 1998 the net removal of carbon from the atmosphere by terrestrial ecosystems has been estimated to average 2.3 Gt C/year (IPCC, 2000) or nearly 30% of carbon emissions from all anthropogenic sources. At the same time, anthropogenic releases from the carbon pools of terrestrial ecosystems – primarily due to

land-use change – amounted to 1.6 Gt C/year over the 1990s (IPCC, 2000) or about 20% of carbon emissions from all anthropogenic sources. The combined result of these natural and anthropogenic processes is a net removal of carbon from the atmosphere by terrestrial ecosystems. Given the significance of both the emissions and removals, and the potential to influence them with policy measures, it is important to continue to explore the inclusion of LULUCF in future international climate change agreements. For a future climate change agreement to more effectively include LULUCF, it is important to address the considerations raised in the present special issue concerning the options for, and the design of, the accounting system for LULUCF activities. This will help to assure that the climatic benefits of LULUCF actions are real, their crediting is fair, and their social and environmental effects are beneficial. In this light, it is important to take a step back and assess the way in which LULUCF was included in the Kyoto Protocol's 2008–2012 first commitment period, to understand the advantages and disadvantages of this approach, and to appreciate the reasons that certain paths were taken in the decision-making process. The original provisions for inclusion of LULUCF were agreed to at the Third Conference of the Parties (COP3) to the UNFCCC in Kyoto, in 1997—under time pressure and without the support of a fully considered scientific basis. Furthermore, the text of the Kyoto Protocol did not set specific rules as to how LULUCF emissions and removals would be incorporated into the accounting system. The task of establishing specific rules was mandated to the Subsidiary Body for Scientific and Technological Advice (SBSTA) of the UNFCCC. In 1998, SBSTA invited the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) to produce a Special Report on LULUCF to support SBSTA's development of these rules. This Special Report provided options for definitions of terms, for the inclusion of additional activities under Article 3.4, and for accounting rules for LULUCF activities. It also discussed the implications of choices among definitions and accounting rules (IPCC, 2000).

The current framework for implementation, which was finally accepted at COP7 in Marrakech in 2001, is a negotiated solution produced by an evolving political process that had to deal with considerable scientific uncertainty. It has the great advantage of having been agreed to, thus allowing the negotiations to turn to other pressing issues. Nevertheless, there are deficiencies with the current framework: monitoring and reporting are complex and expensive; and the main source of LULUCF emissions, deforestation in developing countries, is not covered. Few would dispute the desirability of simpler or more cost effective ways to support the ultimate objective of the Convention. Upcoming negotiations on a post-2012 agreement provide an opportunity to reassess, to extend the list of eligible LULUCF activities, and possibly to simplify the manner in which LULUCF activities are included in the international climate change regime.

The fact that the contribution of LULUCF was agreed after the establishment of Kyoto targets constituted a major problem for reaching agreement on decision 11/CP.7, primarily because LULUCF was seen as a way to offset emissions. For some Parties, accounting for additional activities meant a renegotiation of targets as additional removals would decrease the efforts set by Annex B of the Kyoto Protocol.

The papers in this special issue assume that a future international climate agreement, applicable to the period after 2012, will be developed under the UNFCCC and that it will specifically refer not only to emissions by sources but also to removals by sinks. We also assume that coverage of LULUCF activities will continue to include

agriculture, forestry, and other land uses³.¹ While the collection of papers in this special issue outlines options by which LULUCF emissions and removals might be included in an international climate agreement beyond 2012, it does not focus on ways of allocating emission targets to countries. The issue of long-term stabilization of atmospheric greenhouse gas (GHG) concentrations – the ultimate aim of the UNFCCC – is not treated explicitly. The intent is to develop rules that effectively contribute to such stabilization and can be applied to LULUCF activities in the long term. This special issue focuses on carbon, because many of the controversial LULUCF discussions have focused on carbon stock changes. Non-CO₂ gases in agriculture are accounted for in other inventory categories, and the same could be done for non-CO₂ gases from forest lands.

This paper is structured as follows: Sections 2 and 3 review the special climate policy challenges presented by LULUCF, and how these challenges are addressed in the first commitment period. Section 4 presents objectives for including LULUCF activities post-2012, and discusses practical considerations that may be important for success. These objectives and considerations are presented as criteria for evaluating the options presented in the accompanying papers. Section 5 discusses an overall framework for future commitments and Section 6 draws some conclusions. Our goal is to examine options in a policy-relevant fashion without being overly prescriptive regarding any single approach.

2. How is LULUCF different from other sectors?

The UNFCCC deals with five economic sectors that are the sources of anthropogenic greenhouse gases (GHG) in the atmosphere. These sectors are energy, industrial processes, agriculture, LULUCF and waste. As the sectors are defined, GHG removals from the atmosphere occur only in LULUCF, because of biomass growth. This results in specific accounting characteristics which make the LULUCF sector distinct from the rest. The LULUCF sector uniquely presents no less than five⁴² avenues to reduce net GHG emissions, namely:

- provision of renewable energy;
- substitution for more fossil carbon-intensive products;
- reduction of emissions of non-CO₂ gases (e.g., from agriculture);
- sequestration of carbon through enhancement of terrestrial C stocks; and
- conservation of existing C stocks (e.g., through reduced deforestation, de-vegetation, forest degradation, and land degradation).

Terrestrial ecosystems also provide food, fuel, and shelter; preserve biodiversity; and supply other services and environmental benefits. Balance among the many terrestrial ecosystem services, including GHG mitigation opportunities, must be addressed if the LULUCF sector is to provide maximum contribution to the goals of the UNFCCC. This need for balance presents a multi-dimensional challenge to land

³ This is consistent with the IPCC 2006 inventory guidelines, now in final form, which merge the categories Agriculture and Land-Use Change and Forestry to create one sector (Agriculture, Forestry and Other Land Use or AFOLU).

⁴ In addition to the five opportunities listed, LULUCF acts to remove CH₄ from the atmosphere and impacts local and regional climate, either aggravating or providing opportunities to mitigate the effects of climate change.

management. There are three unique characteristics of the LULUCF sector that require consideration in the context of greenhouse gas mitigation, namely saturation (which limits biological sequestration potential but not necessarily provision of renewable energy or wood products), non-permanence, and the degree of human control.

2.1. Saturation

Saturation refers to a limit on the potential for biological carbon storage. The limit occurs because carbon sequestration is limited by the amount of available land and by the activity-specific and location-specific amount of carbon that can be stored or protected on a unit of land. There are differences in the magnitude and timing of changes in carbon pools that depend on the nature of the respective pools (e.g., vegetation, dead wood, soil) as well as on climate, topography, soil type and past management practices. For example, carbon in tree biomass can continue to accumulate for up to several centuries, as shown in examples of old-growth forests. Stores of carbon in dead wood will continue to increase even after the carbon stocks in live trees have stabilized because these trees will eventually die and contribute to this pool, and dead wood can persist for very long time periods. Accumulation of carbon in some soils may continue even longer. The saturation limits of the overall sector can be extended if carbon in long-lived harvested wood products is increased. However, this may also be constrained by limited demand, for example, in housing by the maximum fraction of wooden houses at any given time, and the amount of wood per house.

Saturation is a critical issue in determining the degree to which particular land management activities can contribute to meeting specific CO₂ stabilization targets. The term “saturation” is used very loosely to indicate that, in the absence of some major disturbances that will reduce carbon stocks at large scales, it appears that the sink size of the terrestrial biosphere will approach a steady state, i.e., net primary production (input) will be balanced by heterotrophic respiration (outputs) at some point, if averaged over sufficiently large temporal and spatial scales.

The IPCC Third Assessment report (Kauppi and Sedjo, 2001) estimated that 12–15% of fossil-fuel emissions until approximately 2050 could be offset by improved management of terrestrial ecosystems globally (Sathaye and Bouille, 2001). This estimate is a measure of the technical potential and it does not take account of opportunity costs and other barriers to implementation. The economic potential is likely to be much smaller (e.g., McCarl and Schneider, 2001), and will depend on the incentives offered to landowners. The estimate by Sathaye and Bouille does not include the current so-called “residual carbon uptake”⁵ in terrestrial systems, estimated at about 2.3 Gt C/year (Prentice et al., 2001). This residual carbon uptake is generally assumed to be the result of factors such as N and CO₂ fertilization, changes in climate, recovery from prior and more intensive management of lands, and other recent management decisions not influenced by C sequestration. Human management activities specifically designed to enhance or protect carbon stocks will provide climate benefits independently of whether the residual carbon uptake increases or declines.

⁵ It is called the residual sink because it is calculated as a residual from the difference between the sum of known carbon sources and sinks, and the rate of carbon accumulation in the atmosphere.

2.2. *Non-permanence*

Non-permanence⁶ refers to the reversibility of carbon sequestration in the biosphere. Management changes can increase the carbon stocks on a given area of land, but these increases can be reversed either by natural causes (fires started by lightning, disease, etc.) or through land-use decisions. The reverse is also true—a release (e.g., through a fire) can be followed by regrowth of the trees. There is no real parallel to this potential reversibility in emissions from fossil-fuel use⁷.

The combustion of fossil fuels, unless the resultant carbon dioxide is captured and sequestered in geological formations, always leads to CO₂ emissions to the atmosphere. Combustion releases carbon from the large, geologically stable, pool of fossil fuel resources. Human actions control the rate at which fossil fuels are utilised, but any release cannot generally be reversed. If fossil-fuel use is curtailed or reduced, this reduction in emissions is not lost, even if the emission-saving project is terminated at some time. Any reduction, once achieved, remains permanent.

For Parties with emission limitation commitments (countries specifically listed in Annex B), the Kyoto Protocol accounts for the non-permanence of carbon stocks on lands subject to its Articles 3.3 and 3.4 through the annual reporting of greenhouse gas inventories. These inventories ensure that any emission of CO₂ will be reported and, hence, will be accounted for in the balance of emissions and removals. Non-permanence became a specific issue in the context of the Clean Development Mechanism (CDM), a mechanism introduced in the Kyoto Protocol to encourage emission reductions and removals in developing countries. These countries do not have emission limitation commitments. As a consequence they are not required to account for any re-emission of carbon to the atmosphere, even if, as the rules permit, an increase in carbon stocks in their country has been used by an Annex B Party to meet its commitment. To address this asymmetry, carbon credits from CDM projects are temporary. Either upon termination of a CDM LULUCF project or upon release of the sequestered carbon back to the atmosphere, the Annex B Party that used the credits must replace them with other credits equivalent to the amount of carbon deemed to have been re-emitted, or Annex B Parties can use temporary certified emission reductions with a validity of 5 years that need to be replaced in any case after 5 years, irrespective of what happens with the project where the credits were generated (UNFCCC, 2005a).

Although the reporting requirements ensure that losses of carbon stocks will be accounted for, non-permanence can expose countries with commitments that include LULUCF to considerable risk. The relatively limited scope of LULUCF activities agreed to under the Kyoto Protocol and the Marrakech Accords means that the non-permanence risk associated with LULUCF activities is generally fairly small for the first commitment period. However, it may be an issue for Parties that elect to account for forest management under Article 3.4 and have ecosystems frequently affected by fire or subject to El Niño cycles.

⁶ “Non-permanence” is not about the fact that individual trees in a forest stand die and decompose, or that a forest stand within a forested landscape can be harvested—such events do not necessarily mean a loss of carbon stocks in the entire forest which can consist of many stands. Rather, “non-permanence” is about the possible net loss of carbon at the project, landscape, regional, or national levels. Such a loss can be, for example, due to human decisions to convert the land to another land use, or due to large-scale disturbances such as fires, pests, insects or storms. The difference is that whereas the life of individual trees is limited, the carbon stored in forest landscapes is not necessarily nonpermanent. Non-permanence is thus not a certainty, only a possibility.

⁷ Geological sequestration of fossil fuel emissions is potentially reversible, although the risk of loss per unit time from a well designed geological reservoir is likely to be very low.

Some suggest that the biosphere might become an overall net source of carbon to the atmosphere within 50–100 years, when the effect of climate change on terrestrial ecosystems is taken into account (Cox et al., 2000; Fung et al., 2005). For example, the warmer the planet gets, the greater the chance that certain carbon pools will become unstable and emit large quantities of CO₂, e.g., from soils (particularly frozen soils), peat lands, or more frequent fires.

If the global community were to adopt full carbon accounting⁸, 6 as opposed to the more limited approach adopted for the Kyoto Protocol first commitment period, then the risk associated with non-permanence could significantly impact countries' ability to meet commitments. On the other hand, the integrity of the atmosphere would be better preserved.

2.3. *The influence of natural effects and control by humans*

The influence of natural effects and control by humans refers to the fact that many natural phenomena have an impact on increases and decreases in carbon stocks; consequently human efforts to influence terrestrial carbon sequestration are constrained by phenomena over which they have only limited control. For example, an area might be planted with trees (a human action), but the subsequent growth rate of those trees will be affected by droughts; storms; diseases; insect attacks; and changes in temperature, rainfall, CO₂ concentration, and atmospheric nitrogen deposition. These factors are largely beyond the control of land managers, although their effects on tree growth can be modified by management decisions such as choice of species, planting density, thinning regime, pest and fire control, or fertiliser addition. In essence, natural factors are the framework within which the additional human measures operate, and the natural factors define a baseline against which carbon management efforts should be measured.

In contrast, fossil-fuel use is influenced less by natural effects, although changes in weather and climate can impact those portions of fossil-fuel use devoted to space heating and cooling and to irrigation; and they can impact the availability of resources like wind, solar radiation, and water. Also, humans have greater control over the use of fossil fuels, at least in the longer term, as decisions can be made to increase the use of carbon-free or carbon-neutral energy sources.

During the negotiations on the Kyoto Protocol and Marrakech Accords, concerns emerged that unless reporting and accounting for LULUCF were restricted to the direct results of human activities, a significant part of the residual carbon uptake might be counted as part of the actions undertaken to meet commitments. The size of the residual carbon uptake (2.3 Gt C/year), as compared to mitigation efforts sought in other sectors, had an important influence on LULUCF negotiations. The difficulty of dealing with the interplay between natural phenomena and human efforts in LULUCF remains one of the most difficult issues under discussion. This is particularly the case since the IPCC, on preliminary inspection, sees no prospect of comprehensive methodological advice for factoring out indirect and natural effects (which can be both positive and negative) on carbon stock changes from the direct effects of human actions, at least in the short or medium term (IPCC, 2003). This special issue includes a paper that revisits the “factoring out” issue (Canadell et al., in preparation).

⁸ In the context of this paper, full carbon accounting is the inclusion of emissions and removals on all managed lands, in all pools, and of all relevant greenhouse-gases, without temporal interruption.

3. LULUCF in the 2008–2012 commitment period

3.1. Main features of current agreements

The main features of the agreements as negotiated from Kyoto to Marrakech (1997–2001) are that the carbon accumulations and losses from LULUCF in the following areas must be included in the commitments of Annex B countries:

- Carbon stock changes and non-CO₂ emissions between 2008 and 2012 on new forest areas (afforestation and reforestation (AR) created since 1990 or deforested (D) since 1990;

Countries may also elect to include any of the following activities to meet commitments:

- Carbon stock changes and non-CO₂ emissions between 2008 and 2012 on areas subject to forestmanagement, up to a cap that is, in most cases, a fraction of the anticipated uptake; and
- Carbon stock changes and non-CO₂ emissions between 2008 and 2012 on areas subject to cropland management, grazing land management and revegetation relative to carbon stock changes and associated greenhouse gas emissions from these activities in 1990.
- Afforestation and reforestation projects in non-Annex B countries agreed under the terms of the Clean Development Mechanism (CDM), up to a limit of 1% of the Annex B country's total emissions in 1990.

The afforestation, reforestation and deforestation (ARD) activities are conceptually long-term changes from non-forest to forest or vice versa, such as the conversion of croplands or grasslands into forests. Wood harvesting is not considered to constitute deforestation unless it is followed by a change in land use. Emissions caused by deforestation are considered to occur in the year of the disturbance for accounting purposes; however carbon removals from the atmosphere (stock increases in the biosphere) resulting from afforestation and reforestation occur over an extended period of time. Consequently, the restriction on what can be used to meet commitments – carbon stock changes resulting from activities undertaken since 1990 – causes a bias towards emissions from deforestation, particularly in the first commitment period⁹. This accounting imbalance resulted in a peculiar situation for some countries: even though their forest areas and carbon stocks may be increasing, they may nonetheless incur a net debit due to inclusion of deforestation that occurs within the commitment period but exclusion of atmospheric removals that result from pre-1990 AR. This situation eventually required special treatment in the negotiations.

Under Article 3.4 of the Kyoto Protocol and the Marrakesh Accords, countries may choose to account for carbon stock changes due to forest management (FM), cropland management (CM), grazing land management (GM) or revegetation (RV). If a country has elected to account for any of these activities, it must account for carbon stock changes on all lands subject to these activities.

Table 1 gives a broad summary of the main land-use activities included in the Kyoto Protocol's first commitment period. The matrix only refers to managed lands, since

⁹ Deforestation before 1990 will hardly have any effect on GHG emissions and removals in the commitment period, because deforestation activities only have short-term effects on carbon stocks. Thus, the exclusion of pre-1990 deforestation activities has no major impact. In contrast to deforestation, afforestation or reforestation prior to 1990 can have a large impact on removals for many decades because of the slow growth of trees. Therefore, exclusion of AR before 1990 has a significant impact on GHG emissions and removals reported in the commitment period.

unmanaged lands are not included in UNFCCC inventories and Kyoto Protocol accounting. Revegetation is not shown in the table because it is not associated with a specific land use category. Revegetation can occur in croplands and grazing lands, and also in other land such as urban or conservation land, but not on forest land.

Table 1 – Summary of LULUCF activities in the first Commitment Period of the Kyoto Protocol

| Initial land use | Final land use | | |
|------------------|----------------|----------|--------------|
| | Forest | Cropland | Grazing land |
| Forest | FM | D | D |
| Cropland | AR | CM | GM |
| Grazing land | AR | CM | GM |

The activities shown in italics in the table are also eligible as CDM projects, undertaken in developing countries. For reasons discussed below, the most significant omission in the CDM is the ineligibility of a reduction in deforestation, which could be quantitatively more important than the activities that are eligible.

3.2. Addressing the special characteristics of LULUCF in the current Kyoto Protocol rules

3.2.1. The residual carbon uptake and limitation to results of direct human actions

Emissions from industrial processes and use of fossil fuels can be estimated or measured with reasonable confidence, particularly in countries with accurate data on energy supply and demand (i.e., most Annex B countries under the Kyoto Protocol). However, even after inclusion of known biosphere sources and sinks, reconciliation of observed increases in atmospheric CO₂ concentrations with known fossil-fuel emissions and observations of oceanic uptake of CO₂ implies that there must be an additional very large residual carbon uptake (2.3 Gt C/year) in the terrestrial biosphere. This residual carbon sink is very large compared to the mitigation efforts required for countries to meet their commitments under the Kyoto Protocol. This information had an important influence on LULUCF negotiations. It was (and still is) not known how much of this residual carbon uptake might be occurring in Annex B countries. In particular, there was concern that some Annex B countries might be able to meet their Kyoto commitments solely or largely through finding a significant portion of this residual carbon uptake within their national boundaries. This would relieve them of the need to make serious efforts to reduce emissions from fossil fuel use. One of the ways in which this concern was addressed was by limiting the use of LULUCF activities to “direct human-induced” effects on carbon stocks. The limitation to direct human-induced effects also served as part of a compromise between Parties that wanted the Kyoto Protocol to focus on emissions from fossil fuel sources and those that felt that LULUCF activities should be included.

3.2.2. Net-net accounting

Under the Kyoto Protocol emissions and removals during the first commitment period from cropland management, grazing land management, and revegetation are com-

pared with emissions and removals from these activities during a previous period (base year or base period). This is called net-net accounting. When net-net accounting is used, any long-term trend in carbon fluxes due to increased temperatures, CO₂ levels, or nitrogen deposition will tend to cancel out between these periods. Consequently, net-net accounting (see Fig. 1) reduces the likelihood of removals from indirect and natural effects entering the accounting. If emissions to the atmosphere are reduced over time (Fig. 1, line C), if removals from the atmosphere can be increased over time (Fig. 1, line A), or if emissions are replaced by removals (Fig. 1, line B), such “improvements” to a Party’s overall emissions profile will assist it in meeting its commitment¹⁰.

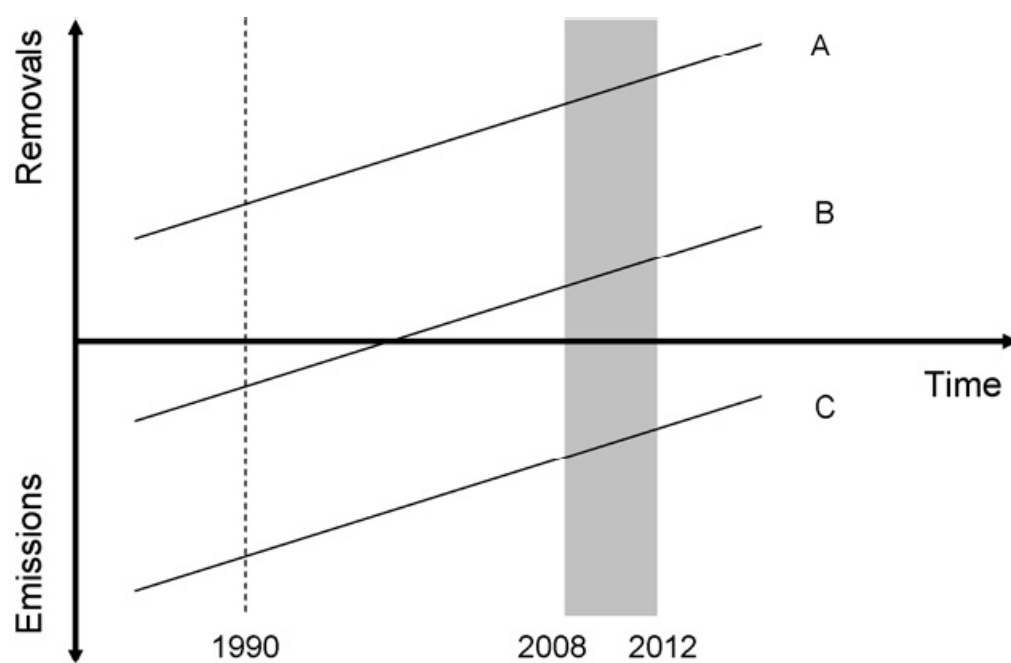


Fig. 1 – Net-net accounting on croplands and grazing lands.

Three scenarios of emissions or removals of carbon in cropland and grazing land management are illustrated with the trend lines A, B, and C. Net credits are calculated as the removals or emissions in the commitment period (2008–2012) minus the removals or emissions in 1990. Any of the three trend lines above, showing three scenarios of the time path of carbon emissions and removals, would lead to net credits under Article 3.4 “cropland management” or “grazing land management”. If the lines had a negative slope, this would lead to a debit under net-net accounting. The vertical axis in this figure represents the rate of change in carbon stocks over time and the horizontal axis represents time.

Most croplands and grazing lands are subject to human activity every year. Further, it is possible to significantly influence the rate of emissions or atmospheric removals on croplands and grazing lands within the time frame of a commitment period or two. Croplands are thought to be a current source of emissions in many countries (Janssens et al., 2003) and even in countries where croplands are now a sink for greenhouse gases there are opportunities to increase the sink strength. Since changing the management of a cropland site can change a source of CO₂ into a sink or increase sink strength relatively quickly, there is a short-term opportunity to reduce this source of CO₂ and to create or enhance a sink. In short, because most countries could improve their emission profile on crop and grazing lands in the near-term, the

¹⁰ An emission is a negative change in a terrestrial carbon stock, and a removal is a positive change (increase) in a terrestrial carbon stock.

majority of Annex B parties to the UNFCCC found net-net accounting acceptable for croplands and grazing lands although it was not acceptable on forest lands (see Issue 1 box below).

Issue 1: Net-net accounting and saturation:

Net-net accounting implies that once the mitigation benefits of a LULUCF activity decline, e.g., if the emissions increase or sequestration decreases (e.g., the lines in Fig. 1 would have a negative slope); the increase in emissions or reduction in removals will have to be compensated by other measures. For example, consider net-net accounting for a country containing forests with a non-uniform age-class distribution. As the dominant age class approaches maturity, the rate of sequestration by the forests will decrease. As a result, the country may have a debit under net-net accounting, caused as the natural consequence of the existing age-class distribution, which would have to be met through reduction in emissions from other sectors.

In many Annex B countries, reforestation policies were initiated decades ago, and many forests could be reaching maturity and carbon saturation. In this situation net-net accounting would cause debits even without a country having taken any adverse land-use decisions. Therefore, gross-net accounting was adopted for forest management for the first commitment period under the Kyoto Protocol.

3.2.3. Gross-net accounting

Gross-net accounting considers emissions and removals during the commitment period only, without comparison to the emissions and removals of a previous time period. If a LULUCF activity leads to net emissions in the target (commitment) period, these emissions must be added to emissions from fossil fuels and other sources in determining total emissions. If the LULUCF activity leads to net removals from the atmosphere in the target period, these removals can be subtracted from emissions from other sources in determining compliance with targets.

For a country that is sequestering carbon gross-net accounting will therefore assist in meeting targets even where LULUCF removals from an activity are diminishing over time. On the other hand, even if LULUCF emissions are being reduced over time, the Party may have debits under gross-net accounting.

The Kyoto Protocol uses gross-net accounting to measure the impacts of forest management activities in the first commitment period¹¹.

Issue 2: Gross-net accounting and natural and indirect effects:

Gross-net accounting raises more concerns about the impacts of indirect and natural effects, and effects of past management practices, than does net-net accounting. Since gross-net accounting does not compare rates of emissions or sequestration, there is no cancellation effect between a base period and the commitment period. Natural and indirect effects, such as CO₂ fertilization, responses to other aspects of climate change, or changes in carbon stocks resulting simply from the existing age-class distribution, can result in carbon sequestration in the commitment period with-

¹¹ For Article 3.3 AR activities, a “quasi gross-net accounting” was achieved by using the since 1990 restriction.

out any action on the part of land managers. Such increases are considered “un-earned” increases and result in “windfall credits”. Windfall credits have been particularly problematic because, if allowed to count toward commitments, such LULUCF removals could be large compared to Annex B countries’ emission reduction commitments in the first commitment period. To address this problem, given that gross-net accounting was to be used for forest management under the Marrakech Accords, there was a simultaneous agreement to exclude indirect and natural effects on carbon stocks. This understanding was expressed in the guiding principles statement that “accounting excludes removals resulting from: (i) elevated carbon-dioxide concentrations above their preindustrial level; (ii) indirect nitrogen deposition; and (iii) the dynamic effects of age structure resulting from activities and practices before the reference year¹²” (UNFCCC, 2005b).

In the case of forest management, the Kyoto Protocol limits the extent to which removals can be used to meet commitments, as a proxy means to factor out indirect and natural effects¹³. For afforestation and reforestation, it can be argued that in the absence of these activities no or little carbon stock increase would result from indirect and natural effects, or from pre-1990 age-class effects. Therefore, no further “factoring out” measures were deemed necessary.

To summarize, net-net accounting is used for the accounting of Article 3.4 activities cropland management, grazing land management, and revegetation. Gross-net accounting is to be used for afforestation, reforestation and deforestation activities under Article 3.3¹⁴ and for forest management activities under Article 3.4 (Table 2). If the LULUCF sector was a net source of emissions in 1990, then deforestation is also accounted on a net-net basis.

3.2.4. Bioenergy

The use of biomass for energy is not mentioned as a land-use activity in the Kyoto Protocol and Marrakech Accords, but it is recognized through the reduction in fossil fuel emissions, e.g., when biomass fuels are substituted for fossil fuels in the energy sector. Even if land use were not directly included in climate change mitigation policies, renewable bioenergy options could benefit from policies targeting the energy sector (Schneider and McCarl, 2005). The same holds true for substitution of GHG-intensive materials by wood or other renewable materials.

Issue 3: Bioenergy in the CDM:

Under CDM procedures, credits for emissions reductions are issued based on reducing emissions compared to a baseline scenario. The current CDM rules state that only emissions from source categories listed in Annex A of the Kyoto Protocol (energy, industrial processes, solvent and other product use, non-CO₂ gases in agriculture, and waste) can be factored into the baseline scenario. As a result of this restric-

¹² Note that this principle was deemed to be met in the first commitment period by the “since 1990” restriction on afforestation and reforestation (Article 3.3) and a cap placed on credits from forest management under Article 3.4.

¹³ In the agreement reached at the resumed session of COP6 in Bonn in June 2001, in order to avoid windfall gains from indirect, natural and pre-1990 effects, gross-net accounting for forest management under Article 3.4 was subjected to a cap equal to 15% of projected removals, or 3% of base year emissions, whichever was less (Fig. 2, line A). There are negotiated exceptions to this rule, but the aim was to reduce the likelihood that the residual carbon uptake would enter the accounting system. In terms of overall magnitude, this was seen as successful.

¹⁴ Countries for which land-use change was a net source in 1990 account for deforestation on a net-net basis.

tion, net emissions from forests and woodlands where biomass fuels are produced unsustainably (i.e., with a depletion of carbon stocks) are not included in the baseline scenario. This means that activities that reduce emissions from forests and woodlands by improving the efficiency of biomass energy systems in non-Annex B countries, or by replacing unsustainable biomass use with other renewable energy sources, will not generate credits. This is problematic because projects that reduce emissions from forests by improving the efficiency of biomass use may present one of the most significant opportunities to use the CDM for countries that rely on biomass rather than on fossil fuels, such as many countries in Africa. However, these activities would generate credits if avoided forest degradation were an eligible activity under CDM rules.

In addition to opportunities to reduce emissions from the land base, increasing the efficiency of biomass use can contribute to the sustainable development of project areas and of the host countries in general. For example, increased efficiency of biomass use can: improve health by reducing local and indoor air pollution; reduce the unsustainable exploitation of natural resources; decrease the amount of time spent on gathering fuelwood; assist in reducing erosion; and reduce water quality and supply problems resulting from deforestation (Schlamadinger and Jürgens, 2004). It should be noted that projects that substitute bioenergy for fossil fuels do generate credits under the CDM because they result in reduced emissions from fossil fuels.

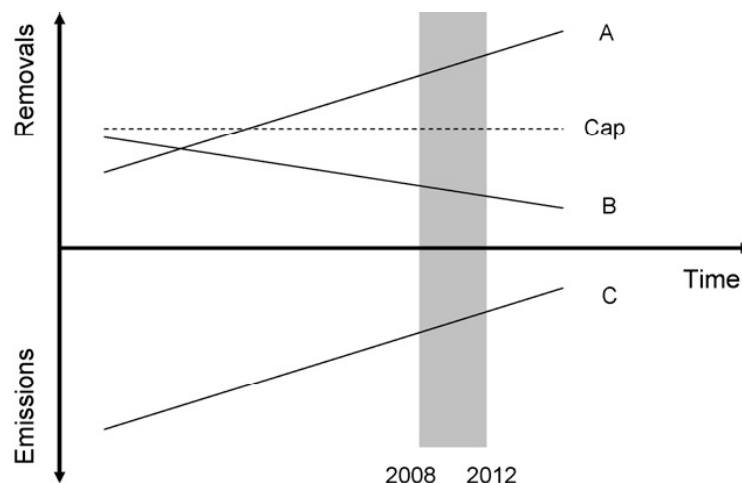


Fig. 2 – Gross-net accounting on forest management lands.

Actual removals of carbon (in tonnes C/year) in forest management, illustrating the effect of a cap on credits that a country can use for compliance. If forest management results in an emission (i.e., line C), then debits occur. However, it is likely that a country would not elect forest management, unless a net removal by managed forests is expected (lines A or B). In case A the credits are limited to the cap. In case B, the cap is not exceeded, so the credits will depend on the actual amount of removals during the commitment period.

3.2.5. Avoided deforestation

For the first commitment period; the role of non-Annex B countries in LULUCF mitigation options has been limited to afforestation and reforestation (AR). AR projects under the CDM are restricted to areas that were not forested in 1990 and, like all CDM projects, to those projects that would not have occurred without the CDM financing. Unlike other CDM projects, AR projects receive credits that have pre-defined expiration dates (temporary CERs and long-term CERs). Use of AR CDM credits by Annex B Parties is limited to 1% of their base-year emissions per year. Avoiding deforestation was not accepted as an eligible CDM activity in the Marrakech Accords because

it was thought that the leakage¹⁵ from projects that avoided deforestation could be very significant and difficult to estimate and monitor. The possibility that the scale of carbon credits could be quite large also played a role in the decision to exclude avoided deforestation from CDM projects.

Nevertheless, deforestation in developing countries accounts for roughly one-quarter of global greenhouse gas emissions. A post-2012 international agreement should include some method for addressing deforestation in non-Annex B countries (or their future equivalent). This has lately been called for by several countries and organizations (Aisi, 2005), and the use of national baselines, which could help alleviate concerns about leakage, has been proposed.

Issue 4: Avoiding deforestation:

Several deforestation avoidance projects have been initiated over the past decade outside of the Kyoto Protocol/CDM. These have been designed and implemented with an integral component that includes a community programme and landowner involvement to avoid carbon leakage. These projects demonstrate that it is possible to reduce emissions from deforestation if a project is designed properly (Brown et al., 2000; Aukland et al., 2003; Trines, 2004). However, modalities will need to be developed to ensure that the impacts on deforestation are appropriately taken into account. For example, the choice of the baseline can have a major impact on the integrity of credits generated. While project baselines can be more accurate than national or regional baselines, leakage could be more problematic at the project than at the national level.

The various concerns and lessons mentioned above, associated with existing non-Kyoto projects for deforestation avoidance, will also affect any projects or activities that might be included in a post-2012 agreement. For example, a recent proposal by Brazilian non-governmental organizations would create a provision through which carbon credits could be generated by deforestation avoidance in non-Annex B countries (Moutinho, 2005; Santilli et al., 2005).

Table 2: GHG accounting approaches under the Kyoto Protocol

| Article 3.3 (ARD) | Article 3.4 (FM) | Article 3.4 (CM, GM, RV) | Non-LULUCF sectors |
|-------------------|------------------|--------------------------|--------------------|
| gross-net | gross-net | net-net | net-net |

Note: ARD, Afforestation, reforestation and deforestation; FM, forest management; CM, crop management; GM, grazing land management; and RV, revegetation.

Reducing emissions from deforestation may have significant potential as a mitigation strategy because it can yield large benefits within a relatively short time. However,

¹⁵ "Leakage" of carbon emissions refers to a reduction of emissions within an accounted project while simultaneously another source, which is not accounted for under LULUCF reporting, is emitting more carbon. As an example, leakage occurs if forests are protected in one area (under Kyoto reporting) and the deforestation formerly scheduled to take place there is then simply transferred to areas not subject to LULUCF reporting.

there are associated risks that must be considered when proposing to include this activity in a possible future agreement. This is discussed in a separate paper in this special issue (Skutsch et al., 2006).

4. Objectives of including LULUCF activities in a climate mitigation agreement, and features of successful strategies for reaching these objectives

To assess options for a post-2012 agreement, consistent criteria that balance the overall objectives with practical solutions are needed. In the following section, we present our interpretation of the climate-related objectives of including LULUCF activities in a climate mitigation regime. In addition, we discuss strategies to meet these objectives.

4.1. Climate-related objectives of including LULUCF activities

The ultimate objective of the UNFCCC and all related agreements is to:

“. . . achieve, in accordance with the relevant provisions of the Convention, stabilization of greenhouse gas concentrations in the atmosphere at a level that would prevent dangerous anthropogenic interference with the climate system. Such a level should be achieved within a timeframe sufficient to allow ecosystems to adapt naturally to climate change, to ensure that food production is not threatened and to enable economic development to proceed in a sustainable manner.” (UNFCCC, 1992a).

Other articles of the Kyoto Protocol provide additional objectives:

“. . . To achieve this, such policies and measures should take into account different socio-economic contexts, be comprehensive, cover all relevant sources, sinks and reservoirs of greenhouse gases and adaptation, and comprise all economic sectors . . .” (UNFCCC, 1992b).

“Promote sustainable management, and promote and cooperate in the conservation and enhancement, as appropriate, of sinks and reservoirs of all greenhouse gases not controlled by the Montreal Protocol, including biomass, forests and oceans as well as other terrestrial, coastal and marine ecosystems . . .” (UNFCCC, 1992c).

With this in mind, as far as LULUCF options are concerned, a post-2012 agreement should aim to create and promote incentives that:

- A. Reduce major sources of emissions from LULUCF (reduce deforestation, forest degradation, unsustainable logging, etc.).
- B. Enhance and expand major carbon reservoirs.
- C. Promote the sustainable use of biomass in materials and for energy generation.
- D. Link emission reduction and sink enhancement activities with adaptation strategies.

4.2. Necessary features of strategies to meet the climate objectives

This section lists the practical considerations that will be important in making progress toward the objectives listed in Section 4.1. These considerations are more operational in nature but they are nevertheless important to the success and acceptability of certain LULUCF options in meeting the objectives of a post-2012 climate agreement. Necessary features of options for considering LULUCF post-2012 are:

1. Promotion of participation by:

- mobilizing investment for LULUCF activities;
- providing a consistent and predictable economic environment for investment in LULUCF activities;
- improving the simplicity and practicality of monitoring and accounting systems;
- acknowledging countries' land-use sovereignty;
- promoting sustainable development;
- contributing toward achieving global equity;
- recognizing differentiation, i.e., taking account of countries' differing circumstances¹⁶.

The ultimate purpose of any greenhouse gas mitigation treaty is to modify human behaviour to limit the build-up of greenhouse gases in the atmosphere. If rules are too cumbersome, or if other factors prevent effective implementation of LULUCF projects, then no effective mitigation will be achieved. It is therefore important to assess whether any particular way of implementing LULUCF activities is more straightforward, or if certain aspects hinder effective mitigation.

It is also important to assess whether rules make sense in a wider context, whether they are cognizant of other constraints (such as countries' sovereignty over their land area), and whether LULUCF activities undertaken for climate change mitigation are compatible with other international goals (such as national security, sustainable development and global equity). Finally, the UNFCCC and Kyoto Protocol call for countries to take on common but differentiated commitments. It is important that rules ensure that this principle can also be implemented in the LULUCF sector.

2. Completeness over time and space by:

- complete geographical coverage and inclusion of all significant sources and sinks;
- avoiding leakage (space);
- covering non-permanence (time);
- avoiding cherry picking (space).

A criticism of the rules of the current Kyoto Protocol is that it allows Parties to engage in "cherry picking", or selecting only those activities through which they expect to gain credits and ignoring other activities through which they would incur debits. This is the case through countries' rights to freely select their activities under Article 3.4 and also under the CDM. Under the CDM Annex B countries can select projects with favourable carbon balances while they and potential host countries can ignore all activities that may lead to adverse greenhouse gas implications. If the aim of a climate treaty is to protect the global atmosphere for future generations, it is important that accounting be comprehensive over time and space.

¹⁶ LULUCF options for the post-2012 period must be cognizant of individual countries' rights and objectives. Non-climate objectives may be of more immediate interest to local communities, land managers and other stakeholders than combating climate change itself. Individual countries may also be interested in synergies with other UN conventions in achieving of climate mitigation objectives at local and national levels. Non-climate objectives may include: increasing food and/or energy security; improving agricultural/forestry productivity; alleviating poverty or stimulating economic development; reducing desertification and soil erosion; reducing loss of, or enhancing, biodiversity; improving water quality and quantity. It must be noted that LULUCF activities can also have adverse impacts in some of these areas, and individual countries will have to balance these positive and negative effects when designing land-use strategies. Climate-objectives will be just one among many drivers of land use.

3. Incentives for improvements within countries by:

- avoiding windfall credits; and
- closing emission loopholes.

Closing loopholes in order to avoid windfall credits is related to the points discussed in the preceding section. It is important that loopholes are closed so that Parties have to meet their mitigation commitments through genuine emission reductions in either the fossil fuel or LULUCF sectors. If commitments can be met without countries taking any genuine action, the ultimate goal of climate change mitigation is undermined.

4. Practicality and political acceptance through:

- consistency with inventory guidelines;
- compatibility with the current accounting system;
- fairness, transparency and consistency with the long-term goal of climate-change mitigation; and
- consistency with internal methodologies (avoiding double counting, etc.).

Regardless of the accounting options accepted in future international agreements, the rules should be transparent, fair, internally consistent, and predictable; and they must contribute to the ultimate goal of climate change mitigation. Consistency with internationally agreed inventory guidelines and provision for an easy transition from the current accounting system would also be desirable features.

Criteria 1 through 4 described in this section, plus criteria C and D of the previous section, are used in the subsequent papers of this special issue to evaluate the different options for accounting for LULUCF activities. Criteria A and B above are not explicitly included since fulfilling criteria 1 through 4 automatically ensures that criteria A and B are also fulfilled.

In addition to being assessed against the above criteria, any option for LULUCF accounting will have to address the following topics as part of its design:

- definitions for inclusion of land and activities;
- eligibility of activities;
- estimation methods; and
- accounting rules.

Finally, LULUCF activities implemented to mitigate climate change should be tested for their full impact on the climate system. Changes in the Earth's land surface affect the climate system, both locally and globally, through their effect on greenhouse gas emissions but also through their impact on the surface energy balance—that is, through their effect on reflected solar radiation, latent heat, and sensible heat. These factors may be of minimal importance for LULUCF activities that involve, for examples, efficient use of forest products or avoiding deforestation, but they deserve serious consideration for some types of projects, especially those that involve changes in surface vegetation at high latitude. We should be comfortable that activities undertaken to mitigate climate change do not have conflicting consequences.

5. Discussion—an overall framework of possible commitments

As the international community searches for acceptable, simple, cost-effective ways to include LULUCF activities in efforts to address greenhouse gas emissions, it is important to understand that the approach to LULUCF adopted for the first commit-

ment period of the Kyoto Protocol is only one possible approach. In the first commitment period the Kyoto Protocol uses a single, quantitative target to set national objectives for limiting greenhouse gas emissions. This quantitative target (permissible tons of GHGs emitted) can be met through a combination of activities enhancing removals or reducing emissions by LULUCF and reducing emissions from non-LULUCF sources. In a sense this represents one approach within a range of possible approaches. A contrasting approach could utilize completely separate targets (a sectoral target approach) for different sectors—one for LULUCF and another (or others) for non-LULUCF emissions. Exceeding a target in one sector need not be permitted to “count” toward meeting the target in another sector.

Equally distinct from the approach of the Kyoto Protocol would be an approach that does not require quantification of improvements in LULUCF, whether through reductions in emissions or increases in terrestrial carbon stocks. Such an approach might be entirely based on “policies and measures”. The universe of approaches can be suggested by using the two dimensional matrix shown in Fig. 3. Moving across the matrix horizontally, one moves from a single, integrated target, through separate but linked targets – where accomplishments in LULUCF and non-LULUCF could, to an extent specified in formal agreements, be used to meet either target – to targets that are completely independent of one another. As one moves vertically down the matrix, one moves from quantitative through quasi-quantitative to non-quantitative approaches. A quasi-quantitative approach might be one in which countries commit to certain levels of expenditures on improved land management without committing to any specific GHG result. A non-quantitative agreement could, for example, focus on implementation of policies and measures, such as the elimination of subsidies for conversion of lands to grazing or providing incentives for establishing plantations. For some countries this type of approach might be an effective, politically acceptable and cost-effective way to participate in an international agreement. On the other hand, non-quantitative approaches make it hard to evaluate success or transfer credits.

Prior to the Kyoto Protocol, the UNFCCC was based on voluntary commitments and these did not achieve the desired goal. The actual system for the first commitment period (Fig. 3) provides quantitative, integrated targets, but only for some Parties (those listed in Annex B of the Kyoto Protocol). These targets can be achieved by adopting internal policies and measures and through the use of several “flexible mechanisms” that enable Parties to incorporate non-domestic emission reductions and atmospheric removals to achieve their targets. However, the fact that developing countries – non-Annex B countries – did not commit to quantitative targets for the first commitment period has meant that LULUCF efforts in those countries are limited. By expanding the range of approaches to LULUCF activities within climate mitigation efforts, it may be possible to make greater use of the biosphere in achieving climate objectives.

The papers in this special issue present and assess alternative approaches to inclusion of LULUCF in a climate change agreement beyond 2012. Some papers propose options that recommend slight modifications to the current system, maintaining the concept of a single, integrated, quantitative target. Others move along the first row of Fig. 3, suggesting that LULUCF targets, although quantified, could be separated from non-LULUCF targets, to varying degrees. A discussion of options that envision targets based at least partially on policies and measures is also provided. Included in this latter group are proposals in which non-Annex B countries would progress from voluntary LULUCF mitigation activities to implementing specific policies and measures to achieve some reductions in emissions, while avoiding commitments to quanti-

tative targets. An example of this approach would be for a country to undertake measures to reduce illegal logging and/or to reduce deforestation rates, without committing to a specific rate in a specified time period.

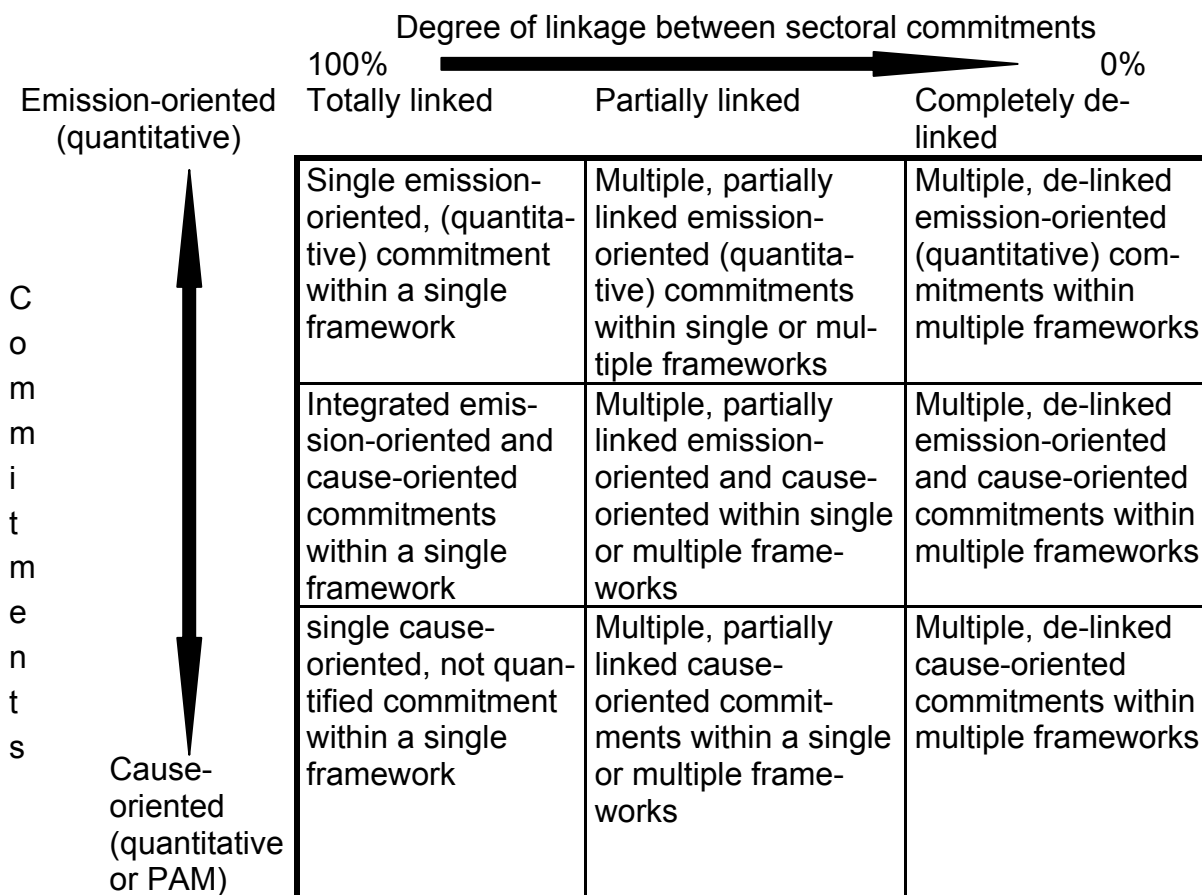


Fig. 3 – Matrix of generic commitment options and options for linking LULUCF commitments into a wider international climate arrangement.

6. Conclusions

The current system for including LULUCF activities in accounts of greenhouse gas mitigation efforts is not perfect. It was arrived at through a process of complex negotiations which initially focused on sectors other than LULUCF. Now, with a better understanding of the problems associated with LULUCF accounting, comes the opportunity to improve the mechanism by which LULUCF activities are included in a post-2012 climate agreement.

In this paper, we have presented a synopsis of LULUCF activities under the Kyoto Protocol and Marrakech Accords. We have drawn attention to the difficulties associated with the current agreement. We have also presented six criteria for assessing proposals for the inclusion of LULUCF in a future agreement. Other papers in this special issue describe and discuss options for treatment of LULUCF activities in the period following 2012.

Acknowledgements

This project has been supported through the EC-funded project INSEA (Greenhouse-GasMitigation in Agriculture and Forestry) under Contract SSP1-CT-2003-503614 (INSEA). The workshop was supported by The National Institute for Environmental Studies, Global Carbon Project, the EC-funded project CarboEurope under contract GOCE-CT-2003-505572, and the European Union Environment Fund. The authors acknowledge valuable comments during the preparation of the manuscript from Walter Oyhantcabal and Jim Penman.

III.2.2. Auswirkungen der Rahmenbedingungen und Vorschläge zur Problemlösung

Die Auswirkungen der derzeitigen Regelungen, d. h. der derzeitigen Trennung zwischen Kohlenstoff im Wald und Kohlenstoff in der Produktkette, sind zur Publikation bei *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* eingereicht worden.

Practical considerations on the implementation of forest management under article 3.4 of the Kyoto Protocol - Including forest management activities in emission trading?

Eingereicht bei: *Mitigation and Adaptation Strategies*

J. Rock & F.-W. Badeck

Potsdam Institute for Climate Impact Research, Telegrafenberg A 62

D 14473 Potsdam, Germany

Abstract

According to article 3.4 of the Kyoto Protocol, activities to enhance biological sinks, e. g. by forest management, can be used to reach emission reduction obligations in industrialized countries. From an emission-reduction point of view this is problematic because with use of art. 3.4 activities the emissions from fossil fuels will not be reduced as much as without the acceptance of sinks in the accounting framework. There are also some problems associated with biological sinks that make their assessment and monitoring more challenging than industrial processes. However, the rules implemented for the first commitment period of the Kyoto Protocol can lead to severe depletions in carbon stocks in forests of Annex B countries, especially if no way is found to connect carbon stocks in the forests with carbon stored in harvested wood products (including substitution effects). In this paper we propose a way to overcome some of the problems associated with determining, assessing and monitoring additional human activities in forest management in order to implement a carbon-optimal forest management. This proposal can be used in national offset systems as also as point in discussions about the rules to be used in subsequent commitment periods.

Keywords: Marrakesh Accords, carbon sequestration, forest management, biological sink, Kyoto Protocol, substitution effect, emission trading

1. Introduction

During the first commitment period (CP) of the Kyoto Protocol (KP), 2008 – 2012, article 3.4 of the KP allows to use additional carbon (C) sequestration in biological sinks to offset carbon emissions by cropland, grassland and forest management. Because there is only one overall carbon reduction obligation for all sectors combined this use of biological sinks requires a lesser reduction in burning of fossil fuels to reach the reduction targets. Because of this, the European Union (EU) and NGO's involved in climate protection did not want this feature to be included in the KP framework (Pistorius 2004). However, during the negotiations it was included for political reasons and it is in place at least for the first CP. In order to avoid uncertainties in assessing the amount of C stocks sequestered by additional human-induced activities the overall limit for a country up to which article 3.4 measures can be counted towards the reduction obligation has been limited by a cap (15% of the national annual C sequestration by biological sinks (UNFCCC 2001b). In this paper we analyse problems with the use of forest management (FM) activities under article 3.4 of the KP and we propose a possible way to overcome some of these problems in order to direct FM in the direction of a "carbon-optimal" management.

1.1 *Biological sinks – problems and possibilities*

The problems associated with biological sinks – besides their use allowing to burn more fossil fuels – are as follows (Schlamadinger et al. 2007):

1. uncertainty in assessing the amount of C stocks in a sink
2. "factoring out"
3. leakage
4. non-permanence
5. saturation
6. uncertainty in future functions of forests as sinks or sources
7. uncertainties in the definition of "forest management"
8. allocation of sequestration to measures or projects

Up to now, determining how much carbon is stored in an ecosystem is labour-intensive if higher level methodology is to be applied than IPCC – GPG tier 1. In some cases, e. g. soil carbon, the methodology available does not easily yield the desired accuracy while in other cases, e. g. woody debris in Central Europe, information and methodology for assessment are still lacking (Badeck et al. 2005a). Data availability is often limited, too. Leakage occurs if the amount of e. g. timber not harvested in one area is cut in another area or if it is substituted by non-woody products. Non-permanence describes the fact that biological sinks can be turned into sources of greenhouse gases by catastrophic events like fire, but also by warming, natural aging of e. g. forest stands, or management alteration. Saturation, on the other hand, means that biological systems may reach a steady-state where the amount of carbon sequestered each year is equal to the amount that is released during the same period and where the net sequestration – and thus the stock change between years – is zero. In some countries there is also concern that forests that currently act as a sink for carbon may turn into a source in coming CPs (e. g. Finland and Canada; Sievänen, pers. comm., Graham, pers. comm.). There is a fear that if these lands were to be included in KP reporting now this could lead to more severe obligations to cut back fossil-fuel related emissions in the future than planned for. The remaining

points are related because both require a thorough determination of what constitutes forest management and how its effects on carbon stocks in forests can be assessed.

1.2 *The role of forest management in C sequestration*

The problem with a definition of forest management activities is that the overall definition “forest management is a system of practices for stewardship and use of forest land aimed at fulfilling relevant ecological (including biological diversity), economic and social functions of the forest in a sustainable manner” (UNFCCC 2001a, page 9) is too broad to be used operational. Two different levels of FM can be distinguished (Badeck & Rock 2005b, Badeck et al. 2005a): forest management in a narrow sense consists of all activities that can be influenced directly by the forest manager like harvest planning, machinery used, species composition changes and the like. The second level of FM describes the frame set indirectly by actions changing or influencing laws, politics, market trends etc. These can be influenced e. g. by society, but not by individual managers who have to work within this frame. This gives rise to the last problem: how to distinguish between the different levels of FM and how to allocate sequestrations if a measure is achieved by changes in laws or simply by market trends?

Despite all the problems associated with the use of biological sinks to sequester carbon there are also reasons why their use is beneficial. First, assessing all pools of carbon and changes in their stocks is part of an honest (and complete) accounting. It is mandatory under UNFCCC regulations, although without the possible effects imposed by KP mechanisms. The KP does allow only for an inclusion of additional human-induced activities (UNFCCC 1997 art. 3.4, 2nd sentence). This additionality has to be proven as otherwise “business as usual” might be rewarded. Because there was insufficient knowledge about methods to factor out human-induced changes in C stocks a „cap“ was introduced in the KP regulations. C stock changes can only be accounted as human-induced up to this cap. For Germany, as an example of a Annex-B country, this cap has been set at 1.24 million tons of C per year (UNFCCC 2001a) which, according to the National Forest Inventory amounts to 2.6 percent of the net annual increment in wood biomass in Germany forests (Polley et al. 2004). However, this cap is an accounting rule, but does not guarantee that the allowed amount of accountable sequestration really is caused by management.

1.3 *Forests and timber in the KP*

In general, the KP tries to raise the costs of using fossil fuels (or energy-intensive technologies) by means of limiting the allowed amount of greenhouse gas emissions and emission trading. Raising costs of climate-unfriendly technologies is meant to make “clean” energies and technologies more competitive, especially if they can directly substitute energy-intensive materials. Classical examples are aluminium and timber used for window frames or construction purposes. Higher costs for e. g. aluminium will lead to an increase in demand and thus also in prices for timber (Hoen & Solberg 1997). This increase in timber prices will in turn lead to a decrease in production times (Yin & Newman 1995) and subsequently to a reduction in forest carbon pools as forests managed in shorter rotations store less carbon than under longer rotations (Aber et al. 1978, Aber et al. 1979, Cooper 1983, Ericsson 2003). As long as this decrease is not associated with complete deforestation, i. e. as long as an area remains forest according to the definition used in the respective country, this depletion of carbon stocks will go unnoticed by KP reporting. The KP only requires parties to report on afforestation, reforestation and deforestation (mandatory report-

ing according to article 3.3 of the KP) with afforestation and deforestation being distinguished by the amount of time an area has not previously been forested (UNFCCC 2001a). These activities do not capture “normal” forest management. Shortening rotation times will thus not only deplete carbon stocks in forests, it will also increase carbon sequestration as younger forests tend to have higher timber volume (and biomass) increments than older ones. This in turn can raise a cap put on accountable sequestration in biological sinks if this cap is based on a percentage of the actual annual net uptake of C.

Usually national forest inventories are conducted periodically with intervals of 10 or more years. In-between inventories the carbon pools are modelled to estimate values needed for KP reporting, but little current – annually sampled – data is used. Thus, a trend to shorter rotation times might only be detected 10 years after it started, what can cause severe obligations to cover the then “missing” sink.

If, on the other hand, incentives are paid to store carbon in forests (Hillmann n.d., Zimmeck 2005) rotation times will be increased to raise the C stocks in forest pools (Romero et al. 1998). This can cause leakage effects or substitution of wood products by other, eventually energy-intensive products. From a climate protection point of view this would be clearly negative. Thus both ways, favouring of technologically oriented solutions as also concentration on forest sinks alone, can be detrimental to climate protection and it becomes important to balance these two approaches in order to reach a “carbon-optimal” forest management.

2. Balancing both sides of the forest-timber scales

2.1 *Including FM in emission trading?*

One possibility to balance the two differing approaches is to allow forest owners (or managers) to participate in emission trading schemes. Managing forests is oriented on many goals with generating financial income often being the most important. Climate protection goals will thus be more likely to be incorporated in the management objectives of a forest enterprise if they pay in financial terms.

However, just assigning certificates of any kind does not guarantee compliance with the requirements listed above, especially the demand for additionality. Certificates¹⁷ should be assigned in an approach that allows to check the additionality of a measure and that relates carbon storage to FM activities in a narrow sense. Ideally, such a system also delivers possibilities to assess human impacts on a broader scale and facilitates factoring out.

The problem with FM activities is that their influence on carbon pools might not be as readily detectable as e. g. afforestations, with harvesting and thinning being the exceptions. Credits for FM activities thus can only be assigned on a scenario basis. For example, if an enterprise wanted to gain C certificates the “normal” management and the alternative can both be evaluated in respect to their influence on carbon pools in the forest. The results are trajectories of C storage over time that can be compared and the difference between the two can be used to obtain C certificates. The methodology for this approach is available (California Climate Action Registry 2005b, GGAS 2006a, Government of Canada 2005b, Kurz et al. 2002, MacDicken 1997, Standards Australia 2002). In addition, there is ample information from forest man-

¹⁷ The term “certificate” is used to describe any title related to carbon sequestration, whether they are tradable in national offset systems or systems according to the KP.

agement trials that can be reviewed with regard to carbon sequestration (see Kairiukstis et al. 1995, Kramer 1988 for examples). In recent years some reviews have been published that dealt with the influence of various FM activities (on both levels) on C stocks and stock changes in forests (Chen et al. 2000, de Wit & Kvinde-land 1999, Freeman et al. 2005, Guo & Gifford 2002, Johnson 1992, Johnson & Curtis 2001, Post & Kwon 2000). Based on a literature study, Badeck et al. (Badeck & Rock 2005b, Badeck et al. 2005a, Badeck et al. 2005b) gave qualitative assessments of possible FM activities, their interdependence and their influence on different C pools in forests. They concluded that the evaluation of C trajectories on a small-scale level (stand to enterprise) is already possible with the information available. Assessments on a higher level of aggregation still need to be implemented.

2.2 *Examples*

A small number of proposals is already in force or in planning that allow for integration of FM projects in emission trading: the New South Wales Greenhouse Gas Abatement Scheme (GGAS, GGAS 2006b), the California Climate Action Registry (CCAR Forest Protocol, California Climate Action Registry 2005a, 2005b, 2005c), the Canadian Offset System for Greenhouse Gases (Government of Canada 2005a) and a proposal from Poland (Ißleib & Seliga 2006). The NSW GGAS only regards afforestation and reforestation projects, the Canadian and the Polish proposals are still in planning and the CCAR is intended to help enterprises, especially with setting up baselines, to prepare for a situation where article 3.4 activities can be included in emission trading in California.

3. **Discussion**

When Germany is taken as an example, the current situation can be described by the intention of the German government to use article 3.4 activities (BMU 2006). On the other hand, the European Union has decided to exclude LULUCF projects from the European Emission Trading system (EET) due to problems like leakage and non-permanence (European Parliament 2004). However, in the same document, member states are asked to develop methods to overcome these problems and that allow the use of LULUCF activities in the future. In addition, member states are encouraged to develop emission trading programmes of their own that go beyond the frame set by the KP and the EET (European Commission 2003).

The EU thus allows for schemes that include ET like the approach outlined above. A national approach based on certification and C trajectories can overcome most problems associated with FM projects. First, in a national system, a country can decide which amount of additional carbon sequestration shall be achieved by FM activities. This can be more than the cap, in which case only the amount up to this cap can be accounted under KP regulations. One problem with this is that once the share of certificates equivalent to the cap has been allocated forest owners not allowed to take part ("late-comers") are then even more inclined to manage forests with shorter rotation times. A national system can work on another basis as JI- or CDM projects and can thus have much lower transaction costs (see Michaelowa et al. 2003 for JI and CDM transaction costs). For example, Dieter and Elsasser (2004) estimate the costs of JI-type projects in German forests to be between 100.000 and 250.000 €. Certification-based projects can be included in forest management planning activities and can thus have much lower (additional) costs. Non-permanence and deviations from the projected C stock path can be dealt with in several ways. If the forest enterprise is responsible for the deviations it could be obliged to buy missing C certificates. In

case the enterprise is not responsible, for example in case of windthrow, the trajectories could be re-evaluated and a new base scenario could be established to be the basis for certificate allocation (Government of Canada 2005b). Other possibilities include building of “reserves”, meaning that not all of the projected sequestered tons C are distributed as certificates (Ißleib & Seliga 2006), and deduction of changes. Uncertainties in measuring or evaluating C stocks can be alleviated by regulations similar to the „70% rule“ (Parliament of NSW 2003) where the actual sequestration must be equal or higher than the accounted amount with a confidence interval of 70%. In addition, issuing of short-term credits also lowers insecurity and risks (Subak 2003), albeit at lower certificate prices.

To implement a national system to use forest management activities to sequester carbon, the rules to establish base scenarios and to assess C stocks would have to be set by a government (see California Climate Action Registry 2005b, 2005c for an example). The certificates can be oriented on KP regulation-based rules (ICER, tCER), but they do not need to be identical or interchangeable. The certification can be done by accredited certifiers. If the amount of certificates is limited for any reason this would mean that forest enterprises wanting to participate in emission trading would be dealt with on a “first come first serve”-basis. The certifiers, in turn, would have to hand in an annual report about the C sequestration achieved by additional measures. This way, state agencies would not have to survey data for reporting purposes. National inventories will still capture carbon stocks on a broad-scale, but – if the system works – data to proof additional activities will be delivered by enterprises wanting to participate in this system voluntarily.

As long as there is no direct tie between this system and the emission trading system of the KP, forest lands included in this scheme are not subject to the reporting requirements of the KP (Government of Canada 2005b).

The UNFCCC mandates to monitor and report C stock changes even if this has no consequences as implemented in the KP. It is therefore prudent to set incentives for landowners to sequester carbon in their forests. Current market trends, especially in central Europe, go in the opposite direction: Timber prices have risen as a consequence of energy market trends and forest owners have increased harvests drastically (Bilke 2006). If C stocks in forests are to be enhanced this will not lead to an effective carbon-optimal management if no incentives are given.

The approach outlined here can lead to an optimisation of the climate-protection contribution of forestry and wood utilisation. With the possibility to get tradable C certificates for C sequestration (by increased stocks) the forest owner can generate income without depletion of these C stocks. In addition, the amount (“value”) paid is directly linked to the costs of C emission and is likely to rise with increasing limitations in C emission allowances.

Some problems still need to be solved or at least addressed:

- Enterprises that already manage their forest in a carbon-optimal way are excluded from the system as they cannot change anything to get credits (no additionality),
- The determination of the C trajectories’ baseline might be different due to land use and FM history of an area where the stands are located. An activity that might be beneficial for forest C stocks in one region might not be positive in another.

- Depending on the type of certificates used there can be a need to buy certificates on the market in case timber is harvested, the “value” of certificates to be bought being equal to the proportion of timber that was “additional”. These costs can be passed on to the buyers.
- Further studies are necessary to determine the exact effects of including FM in ET schemes in financial terms.
- Experiences with PEFC- and FSC-certification has shown that small enterprises can not bear the costs associated with a certification process. It should be evaluated if e. g. co-operatives of forest owners can be included in such a scheme.

Acknowledgements

The authors wish to thank B. Kenter for taking part in the discussions that started this paper. R. Benndorf gave valuable insight in KP regulations and background. P. Graham informed us about on-going C abatement and ET programmes.

III.3 Energieholzplantagen

III.3.1 Status quo

Die Erzeugung von Hackschnitzeln zur Energieerzeugung erfolgt mit sehr geringen Aufwendungen an Primärenergieeinträgen und stellt damit eine gute Möglichkeit dar, fossile Brennstoffe und die mit ihnen verbundenen CO₂-Emissionen zu substituieren. Im Rahmen der derzeitigen Entwicklung in der Landwirtschaft und auf dem Energiepreissektor ist zu erwarten, dass die Anbaufläche für nachwachsende Rohstoffe in Zukunft noch zunehmen wird (Deutscher Bundestag 2006, Dölle 1993, Gallus 1988). Bisher sind jedoch überwiegend kleinparzellige Anbauversuche unternommen worden und Ergebnisse stammen vor allem aus Westdeutschland (z. B. Dimitri 1993, Hofmann 2002, Hofmann o. J., Scholz et al. 1991, von Wühlisch et al. 1998). Ein Rückgang der Nachfrage nach Pappelholz, generell sinkende Holzpreise und Änderungen in der Ausrichtung der Forschungsziele führten jedoch zu einer nahezu kompletten Aufgabe dieser Versuchsflächen Anfangs der 1990er Jahre (v. Wühlisch, pers. Mitt.). Daten aus den Versuchen sind z. B. in Hofmann (1999b) enthalten. In den 1990er erfolgten Versuchsanbauten in Bayern (LWF 2004) und Sachsen (Wolf & Böhnisch 2003). Ziele waren die Erzeugung von Industrieholz für die Papierherstellung (Sachsen) sowie die energetische Nutzung (Bayern). Bedingt durch die Beendigung bzw. finanzielle Unterausstattung der „alten“ Versuche und des teilweise geringen Alters der neu angelegten Flächen ist das Wissen über die Wuchspotentiale verschiedener Sorten bzw. Klone auf unterschiedlichen Standorten gering. Je nach Standort, Umtriebszeit und verwendeter Art bzw. Klon sind für Pappeln Biomasseerträge zwischen 0,2 und 25 t pro Jahr und Hektar gemessen worden (Friedrich 1999, Wolf & Böhnisch 2003).

Aufgrund der sozio-ökonomischen, ökologischen und infrastrukturellen Gegebenheiten ist davon auszugehen, dass EHPL vor allem im Bereich des Nordostdeutschen Pleistozäns (Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Teile von Sachsen-Anhalt und Sachsen) angelegt werden (Rock & Schulte 2002). Aus diesen Regionen liegen bisher jedoch wenige Untersuchungen vor (z. B. Boelke 2001a, Scholz & Ellerbrock 2002, Scholz et al. 1997, Vetter 2004, Wolf & Böhnisch 2003). Derzeit sind z. B. in Brandenburg nur 106 ha bekannt (Tabelle III.4), was nur einem Bruchteil des wahrscheinlichen Potentials entspricht (vgl. Kap. III.3.2).

Nach bisher geltendem Recht sind Energieholzplantagen auf landwirtschaftlichen Stilllegungsflächen erlaubt, wenn die Umtriebszeit nicht mehr als 20 Jahre beträgt (Europäische Kommission 1999, 2004). Der Anbau auf nicht stillgelegten Ackerflächen ist nach landwirtschaftlichem Recht möglich, die Plantagen gelten dann als Dauerkulturen (Europäische Kommission 2005), nach Forstrecht werden entsprechende Anlagen jedoch als Aufforstung gewertet und unterliegen damit der Genehmigungspflicht. Zwischen Bund und Ländern bestehen diesbezüglich jedoch verschiedene Auffassungen und Handhabungen der spezifischen Gesetze (Winkler, BMVEL, mdl., Abel, Nds.MELV, mdl., Wolf, mdl., Sutter, LWF, mdl.), so dass derzeit die Anlage von Energieholzflächen außerhalb von Stilllegungsflächen nicht empfohlen werden kann.

Tabelle III.4: Kurzumtriebsplantagen in Brandenburg (ETI 2007)¹⁸

| Flächenname | Anlagejahr | Flächengröße (ha) |
|-----------------------------|------------|-------------------|
| Kröchlendorf | 2005 | 1,5 |
| Hindenberg / Lübben | | 44,0 |
| Potsdam / Bornim | 1994 | 1,0 |
| Hangelsberg | 2005 | 1,0 |
| Grünwalde | | 4,0 |
| Schradenland / Finsterwalde | | 17,5 |
| Energiewald Welzow-Süd | 1995 | 2,0 |
| | 1996 | 1,0 |
| | 2005 | 17,0 |
| Spremberg / Groß-Luja | 2005 | 17,0 |
| Summe: | | 106,0 |

Da die Flächen als landwirtschaftliche Nutzflächen gelten existieren nach EU-Recht Ansprüche auf Transferzahlungen („Zahlungen für Flächenstilllegung“ bzw. Energiepflanzenprämie, (BMELV 2006)). Zugleich existieren jedoch auch Anforderungen an die Einhaltung von Bewirtschaftungsstandards („Cross Compliance“, BMELV 2006), die für alle Betriebsflächen gelten. Energieholzplantagen müssen demnach nach diesen Grundsätzen bewirtschaftet werden, soll der Betrieb nicht seine Zahlungsansprüche insgesamt gefährden. Im Umweltbereich sind auf europäischer Ebene insbesondere die Richtlinie über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (EU-Vogelschutzrichtlinie, Gemeinschaft 1979) und die FFH-Richtlinie (Europäische Gemeinschaft 1992) von praktischer Bedeutung. Drei weitere einzuhaltende Richtlinien (Klärschlamm-, Nitrat- und Grundwasserschutzrichtlinie) betreffen den Schutz des Grundwassers, der Gewässer, der Umwelt und der Böden vor Verunreinigungen, Chemikalien etc. (BMELV 2006, Europäische Union 2003) und sind aufgrund der Bearbeitungscharakteristik von Energieholzplantagen weniger bedeutsam. Für Deutschland sind weitere Regelungen in der Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung (Bundesregierung 2004) enthalten, z. B. die Forderung nach Erosionsvermeidung, dem Erhalt organischer Substanz in Böden und dem Erhalt von Landschaftselementen. Es ist daher bei der Anlage von Energieholzplantagen darauf zu achten, dass dieses nicht in einer mit den genannten Regelungen in Widerspruch stehenden Weise geschieht. Konkrete Forderungen sind für EHPI bisher nicht festgelegt worden.

Die Anlage von Plantagen macht jedoch nur auf geeigneten Standorten Sinn, und Erfahrungen hierüber liegen nicht vor. Untersuchungen zu diesem Gesichtspunkt sind in Kapitel III.3.2 dargestellt (als Veröffentlichung eingereicht bei: *New Forests*). Die Anlage von großflächigen EHPI ist eventuell aus Naturschutzsicht problematisch und bedarf, soll der Beitrag zum Klimaschutz nicht zu Lasten einer Gesamtnachhaltigkeit gehen, der ökologischen Begleitung und Gestaltung, wie in *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* veröffentlichte Arbeiten zeigen (Kapitel III.3.3).

¹⁸ <http://eti-brandenburg.de/energieatlas/biofestbrennstoffe/index.cfm>, 28.3.2007

III.3.2 Abschätzung von Potentialen

Current and future potentials for short-rotation coppice fuelwood plantations – an example from Germany

J. Rock*¹, P. Lasch¹, F. Suckow¹, F.-W. Badeck¹, H. Wolf², G. v. Wühlisch³

¹ Potsdam Institute for Climate Impact Research, Telegrafenberg A 62, 14473 Potsdam, Germany

² Staatsbetrieb Sachsenforst, Geschäftsleitung, Bonnewitzer Str. 34, 01796 Pirna OT Graupa

³ Federal Research Centre for Forestry and Forest Products, Institute for Forest Genetics and Forest Tree Breeding, Sieker Landstraße 2, 22927 Großhansdorf

Abstract

Short-rotation coppice (SRC) is one option to produce wood for bio-energy generation from lands that are prone to be abandoned from agriculture when current trends in socio-economic developments continue. Experiences with SRC have been made in western and north-western Germany mostly, whereas potentially available lands are predominantly located in East German lowlands with climatic and edaphic situations different from most of the study sites. To assess growth potential under given and under changing climate aspen (*Populus tremula* (L.), *P. tremuloides* (Michx.)) was implemented in the eco-physiological forest growth model 4C and performance on various soil types that are expected to become available for SRC was analysed. Biomass yield potential over 20 year rotation periods was good on four out of six soil types. Sensitivity to changed climate was small, however, production tended to be lower under climatic change scenarios. The small changes in annual precipitation assumed in the climate scenarios showed minor effects on growth, but groundwater recharge was diminished significantly.

Keywords: bio-energy, forest growth model, regional climate change, fuel wood, groundwater recharge

Introduction

The use of renewable resources, especially bio-fuels, is considered one option to reduce greenhouse gas emissions from fossil fuel use (BMVEL 2004). One way to produce bio-fuels is the planting of fast growing tree species on arable lands and their subsequent coppice-like harvest as wood chips. Especially in regions where agricultural production is declining this is also seen as a potential future way to generate income for farmers. In Germany, experiments with such plantations have been conducted since the 1980's, but large-scale operations do not exist. Currently there is an interest in plantations especially in eastern Germany because, with declining subsidies for agriculture, land availability is expected to be higher on the comparatively poor soils in large parts of this region (Zebisch 2004). Research has been done to assess the area available to fuel wood plantations based on socio-economic views and scenarios of agricultural developments (Burschel 1993; Dimitri 1993; Flaig and H. 1993; Nitsch et al. 2004; Ramesohl et al. 2005; Rode et al. 2005; Scholz and Höhn 2002), Figure 1, but estimations of growth potential on these sites has often been done only from literature comparisons. In future, the planting of fast growing tree species will also be influenced by the impacts of climate change. Therefore, an analysis of the influence of climate change on the yield of plantations and the effects of large-scale fuel wood plantations on the regional water balance will be of great interest for the prospects of short rotation plantations. In this study the eco-

physiological forest growth model 4C was applied at respective sites to analyse the growth and yield potentials under current as also under changing climate, and the changes in local ground water recharge using aspen (*Populus tremula* (L.), *P. tremuloides* (Michx.)) as a model species.

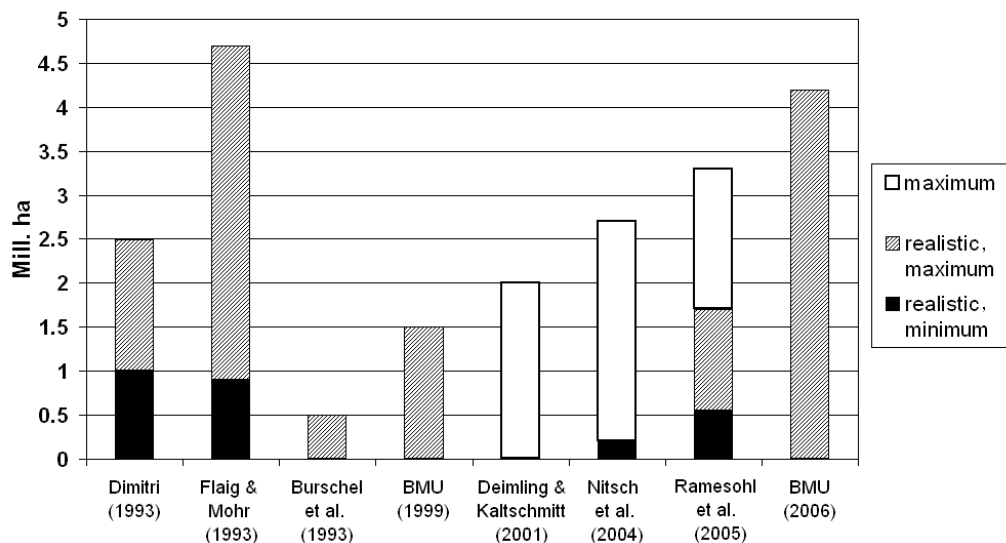


Fig. 1: agricultural land area potentially available for afforestation or SRC in Germany

Material and Methods

Aspen (*Populus tremula* (L.), *P. tremuloides* (Michx.)) was implemented as fast growing tree species in the eco-physiological tree growth model 4C ("FOREst Ecosystems in a changing Environment", (Bugmann 1997; Lasch et al. 2002)). These species were chosen because of the following reasons:

- aspen has been used in various forest growth and SRC experiments in Germany and abroad (Hofmann-Schielle et al. 1999; Jug et al. 1999a; Karacic et al. 2003; Kauter 2002; Rytter and Stener 2005; Stiell and Berry 1986; Wolf and Brandt 1995),
- it showed good performance over a wide range of site conditions (Lieseback et al. 1999a; Lieseback et al. 1999b),
- it can grow on poorer sites than most other poplars or poplar clones (Hofmann 2002a; Mohrdiek 1977), a trait valuable for Brandenburg where agricultural soils are considered to be of comparatively low quality, and
- European aspen (*P. tremula* L.) and Quaking aspen (*P. tremuloides* Michx.) have been found to be so similar in response to environment and management that they are considered as one circumboreal species ("circumboreal aspen", (Host and Perala 2004; Perala et al. 1996; Perala et al. 1995).

The last point was especially relevant since there is ample literature on eco-physiology, growth and growth reactions of a wide variety of poplars and poplar clones, but, on one hand, growth of these clones, hybrids and species can be very variable and, on the other hand, aspen was the only single species where enough information to parameterise the growth model 4C could be found. Implementing a new species in 4C requires the determination of parameters describing e. g. allocation relationships of seedlings, relation between sapwood area and leaf mass, and photosynthetic efficiency which were derived from a variety of publications. In addi-

tion, it was necessary to add the short-rotation coppicing to the management sub-model and to implement re-sprouting into the regeneration part of 4C.

The model was consistently tested for plausibility against data from the literature (Bond-Lamberty et al. 2002; Bungart 1999; Bungart et al. 2004; DeByle et al. 1985; DesRochers and Lieffers 2001; Hofmann 1995; Hofmann 1999a; Hofmann 1999b; Hofmann 2002a; Hofmann 2002b; Jarvis 1995; Johansson 1999; Jug et al. 1999b; Liesebach et al. 2000; Liesebach et al. 1999b; Muhs et al. 1994; Osawa and Kurachi 2004; Perala 1978; Perala 1979; Perala 1990; Perala and Alban 1994; Perala and Laidly 1989; Perala et al. 1995; Person et al. 1971; Pinno et al. 2001; Pregitzer et al. 1993; Pregitzer et al. 1997; Reighard and Hanover 1990; Ruark and Bockheim 1987; Ruark and Bockheim 1988; Stetter and Makeschin 1999).

Finally, published data from growth experiments in Germany (Hofmann-Schielle et al. 1999; Hofmann 1999a; Liesebach et al. 1999b) were used to build reference yield curves. Data from some of these plots were not used during the parameterisation but held back to be used for performance testing (Table 1).

Table 1: Sites used for model testing (von Wühlisch 2006; Wolf and Böhnisch 2003)

| site | location | established | Mean annual temperature (°C) | Mean annual precipitation (mm) | Soil type | Texture class |
|--------------|--------------------|-------------|------------------------------|--------------------------------|-----------------------------|----------------------------------|
| Arnsfeld | 50.56 N 13.00 E | 1999 | < 7.0 | 930 | cambisol | Loam/sandy loam/sand |
| Methau | 51.08 N 12.81 E | 1996, 1999 | 8.1 | 690 | (gleyic) cambisol | Loam/silty loam/sandy silt |
| Nochten | 51.46 N 14.65 E | 1998 | 8.5 | 640 | regosol | Clay/sand/silty sand |
| Skäßchen | 51.35 N 13.56 E | 1998 | 8.5 | 575 | (humic) cambisol | Loess sand/sand/loamy sand |
| Thammenhain | 51.43 N 12.85 E | 1999 | 8.5 | 575 | gleyic cambisol | Loamy sand/silty sand/sandy loam |
| Wildeshausen | 52.54 N 8.25 E | 1990, 1992 | 8,6 | 770 | fluvisol, dystric cambisols | Loam/sandy loam/sand |

Soil data could be obtained for all sites but Wildeshausen. There, reference soil data from the “German Soil Map 1:1.000.000 (BÜK 1000)” (BGR 1998) were used. The BÜK 1000 gives reference soils for all of Germany and can be used for large-area model application in case no detailed site-specific data are available. Weather data for the duration of the respective growth trials used for validation were taken from the nearest weather station included in the DWD / PIK dataset (Österle et al. 2006).

Model application

The area available for fuel wood plantations was taken from scenarios used by Zebisch (2004). In his thesis, Zebisch used economically driven land-use scenarios that described changes due to further reductions in subsidies for agricultural products and changing market situations (RAUMIS-scenarios) to assess the possibility of agricultural lands to become set-aside. The soil types most common on these lands were extracted from the BÜK 1000 (Table 2) and reference soil data from this source were used to model growth and yield potential under current climatic conditions. Please note that soil reference numbers originate from the classification system used in the BÜK 1000 and does not represent gradients in nutrients, soil moisture, or any other soil property.

Table 2: Reference soils from the BÜK 1000 used for biomass production estimations and their share of potential set-aside according to RAUMIS scenarios (Zebisch 2004):

| BÜK reference number | Soil type: | Reference profile: | Total area (ha) | Share of potential set-aside (%) | Mean area (ha) |
|----------------------|---|-----------------------------------|-----------------|----------------------------------|----------------|
| 6 | Eutric Histosols | nH – nH - Gr | 21,920 | 9.4 | 12.1 |
| 12 | Gleysols from sandy sediments of the ice-marginal valleys and lowlands | Ap – Ah-Go – Go – Gr | 38,260 | 16.4 | 16.4 |
| 17 | Haplic Podzols / Cambic Podzols / Gleyic Podzols from sandy fluvial sediments | Ah – Ae – Bhs – Bhs-Go – Gro – Gr | 13,520 | 5.8 | 11.3 |
| 26 | Dystric Podzoluvisols / Luvic Arenosols / Dystric Cambisols from sandy sediments overlying boulder clay | Ap – Ael – Bt – eC | 50,930 | 21.9 | 14.5 |
| 27 | Calcaric and Umbric Regosols / Luvic Arenosols from sandy to loamy end moraine deposits (alternating patches) | Ap – Al – Bbt – eC | 28,300 | 12.1 | 14.0 |
| 31 | Cambic Podzols / Spodic Arenosols from dry dystrophic sand deposits | Ahe – Ae – Bs – Bv – C | 36,420 | 15.6 | 12.9 |
| Sum: | | | 189,340 | 81.2 | 13.5 |

Weather data were taken from the DWD / PIK dataset (Österle et al. 2006) for five reference stations located in areas where there was a high share of agricultural lands expected to be available. The current yield potential under SRC was assessed as mean annual biomass production of four consecutive five-year-coppice rotations, starting in 1982, and in one 20-year rotation period starting the same year.

Because aspen growth in SRC is sensible to the age of the first harvest, yield was modelled with different time until the first harvest. In addition, plantations intended to be managed in comparatively long rotations, and to be harvested as stems, are

planted with lower stem densities than used for SRC. Model runs started with an initial density of 1600 stems ha⁻¹ were included in the analysis under current climate to represent this type of management. Further on, climate change scenarios for Brandenburg (Gerstengarbe et al. 2003) were applied to assess the impact of potential future climates on fuel wood plantations and their provision of biomass and groundwater recharge. The scenarios are based on a global scenario using the IPCC A2 emission path and describe a temperature rise of 1.4 °K until 2055. Three different realisations of the overall scenario were used. They give a “dry”, a “medium” and a “wet” course of future precipitation, respectively. However, this does not imply e. g. that the “wet” realisation gives higher precipitation in each single year. The characteristics of the different climatic periods used in this study are shown in Table 3 for one reference location. Future yield potential was modelled using three 20-year rotations starting in 2005, 2019, and 2035. Discussions about the possibility of stem resprouts from aspen (Landgraf and Böcker 2007; Perala 1979; Rydberg 2000) indicate a low probability of resprouting when aspen is cut too early or if trees are first coppiced at relatively high ages. Therefore rotation lengths shorter than five years were not used.

Table 3: Climate data used for the different growth periods (example: site Baruth)

| period | years | mean annual temperature (°C) | mean annual precipitation (mm) |
|---------|-------------|------------------------------|--------------------------------|
| current | 1982 – 2003 | 9.6 | 500 |
| 1 | 2003 – 2024 | 10.2 | 523 |
| 2 | 2019 – 2040 | 11.0 | 498 |
| 3 | 2035 – 2055 | 11.5 | 491 |

Five regions in Brandenburg were identified where a severe decline in agriculture can be expected under the scenarios used. They are named according to climate stations and / or larger settlements nearby (alphabetic order): Baruth, Belzig, GLL (area Golzen-Lübben-Luckau), Rhinluch, Schlieben. Most of the areas with low quality for agriculture are situated in the western, middle and southern parts of Brandenburg, represented by these stations. They also represent counties with a projected share of set-aside lands greater than 50 percent according to the scenarios used by Zebisch (2004). One area in north-western Brandenburg was excluded from the study because climatic conditions in this region are more suitable for agriculture.

To analyse the influence of climatic conditions in early stages of stand development simulations were run with varying starting years (1982 – 1988). The current climate data set does not contain checked data for years 2004 and following, and therefore these analyses were done over 15 years. In a third step, short-rotation fuel-wood plantations were simulated. It was assumed that rotation length was five years and standing time per installation was 20 years. These calculations were also repeated with varying starting years to check the influences of differing conditions in early years of the installation. The target variables for comparisons were mean annual increment estimated in tonnes dry biomass (above ground) and groundwater recharge, estimated as millimetre per year.

Results

Parameterisation / model testing

The parameterisation of aspen in 4C was tested as a plausibility test of individual stem growth and as comparisons of dimensions and biomass production, defined as production of stem and branch biomass in tonnes dry weight (t DW), on sites with known soil properties and where climate records were available. The model was applied to sites shown in Table 2 and simulated stand growth there under the conditions existing stands experienced. Fig. 2 shows stem properties from a couple of sources and dimensions calculated by 4C. In all cases stem dimensions were calculated within reasonable limits with diameters being slightly under- and height being overestimated. 4C was set so that dominant heights instead of mean heights were given in the output files. Dominant heights are less sensitive to stem numbers per area (Kramer and Akça 1987) and thus allow for better comparisons between sites. However, depending on stand height structure and overall height, mean heights are one to five metres lower than dominant heights. Biomass production was underestimated in early years but reached measured values in later years as can be seen in Figure 3. The biomass production values with SRC given in this figure are the reference values derived from the literature (Hofmann-Schielle et al. 1999; Hofmann 1999a; Liesebach et al. 1999b). When applied to one stand in Wildeshausen that was not used in the parameterisation, 4C calculated mean annual increments in biomass over the first 4 years following stand initialisation of 0.19 and 0.21 t DW on two soil types found at this site, compared to 0.22 t DW that were measured in this trial (Fig. 3).

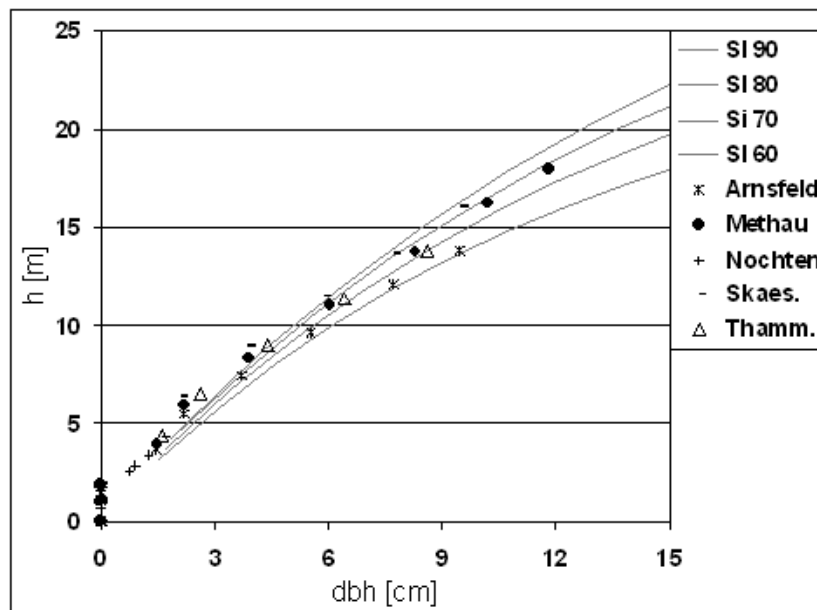


Fig. 2: stem dimensions simulated on reference sites in Saxony. Site Index (SI) curves are derived from (Schlaegel 1971).

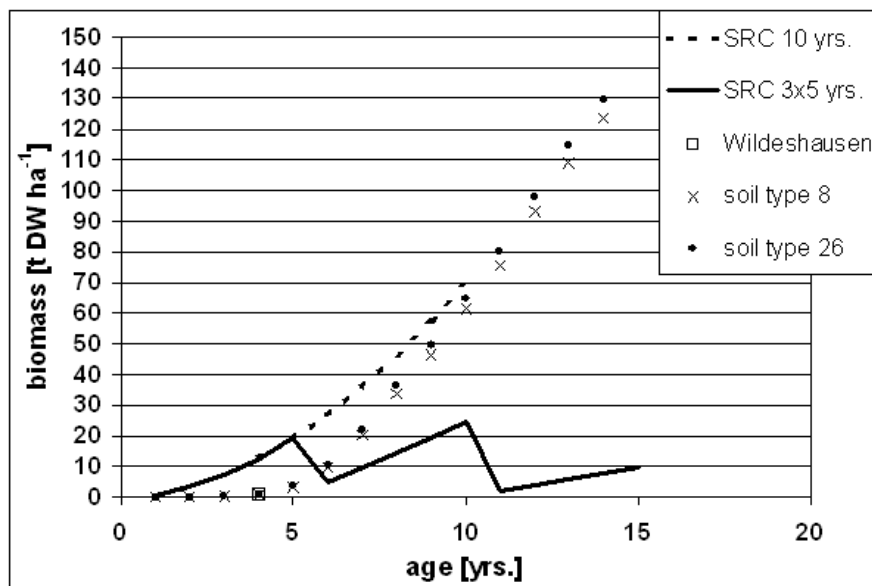


Fig. 3: Biomass production on the reference site “Wildeshausen” (“Wild.”) in NW Germany. The SRC curves are yields from aspen short-rotation coppice (Hofmann 1999b). See text for details.

Growth under current climate

The growth potential under current climate varied between a total biomass production of 65 t DW ha⁻¹ (GLL, soil type “17”) and 232 t DW ha⁻¹ (Baruth, soil type “26”) in the case of continuous growth over a 20 year period. The associated mean annual increments (m.a.i.) were 3.25 and 11.62 t DW ha⁻¹ a⁻¹, respectively. If a SRC scheme of four harvests at five years time interval was applied overall biomass yield decreased to values between 7.8 t DW ha⁻¹ (GLL, soil 17) and 200 t DW ha⁻¹ a⁻¹ (Baruth, soil type “26”) with m.a.i.’s of 0.39 t DW ha⁻¹ a⁻¹ and 10 t DW ha⁻¹ a⁻¹, respectively. The sensitivity of growth was higher with regard to soil type than to differences between sites in current climate (Figure 4).

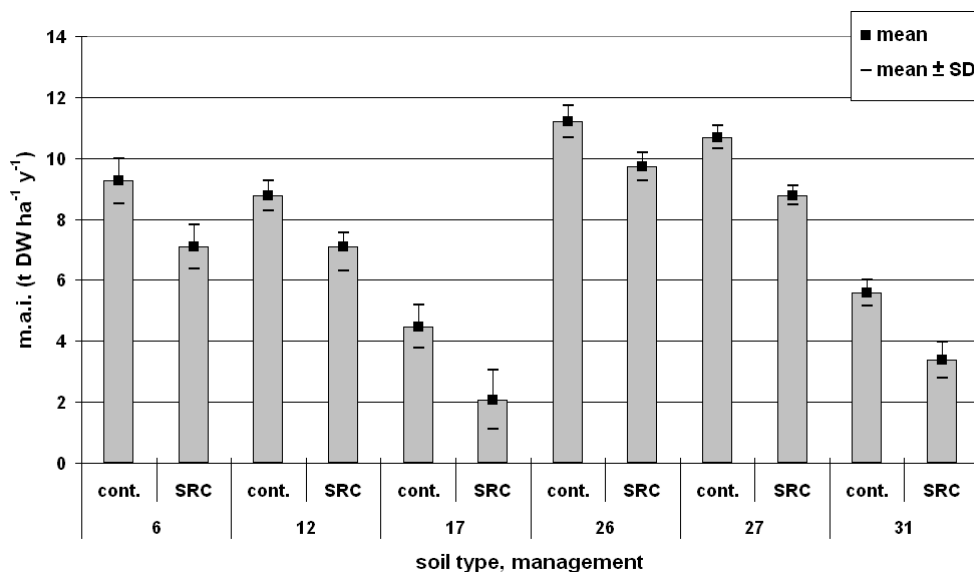


Fig. 4: Mean annual increment after 20 years of continuous growth and with 4 5-year rotations on different soil types at 5 locations in Brandenburg. Initial stand density: 8300 ha⁻¹.

Differences in rotation scheme and starting density resulted in changes in m.a.i. (Figure 5). Longer duration of the first rotation yielded higher biomass yields. The scheme with 10 years time until the first harvest even yielded the highest biomass m.a.i. on two soil types. In the case of continuous growth, using a lower starting density resulted in slightly higher production on some sites.

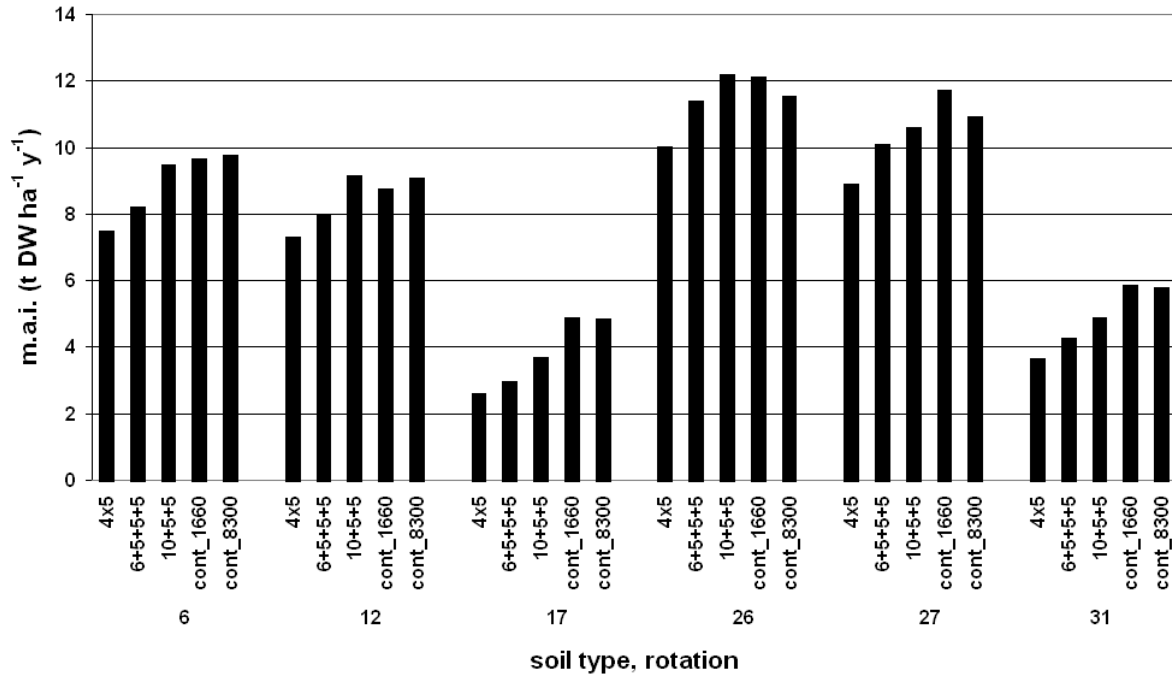


Fig. 5: Mean annual increment of biomass over a 20 (21) year period under different rotation schemes. 4x5: 4 harvests at 5 year intervals, 6+5+5+5: first harvest after 6 years and each 5th year thereafter, 10+5+5: as before, first harvest at age 10, cont_1600, cont_8300: continuous growth over 20 years with different starting densities of 1600 and 8300 stems ha⁻¹, resp. (Site: Belzig).

Potential growth under changed climate

Under climatic change, productivity did not decline in general in the simulation runs. Although the scenarios used did not give severe reductions in precipitation, distribution of rainfall events throughout the year differs from the status quo. In addition, a temperature rise of 1.4 degrees over 50 years as according to the global climate scenario results used for the regional model offset part of the lower productivity that has to be expected during droughts. However, due to differences in the climate scenario realisations, productivity varied between climate realisations and between starting years. The main effect of droughts was a rise in mortality, but this was compensated – over longer production periods – by higher single-stem volume increment (Figure 6).

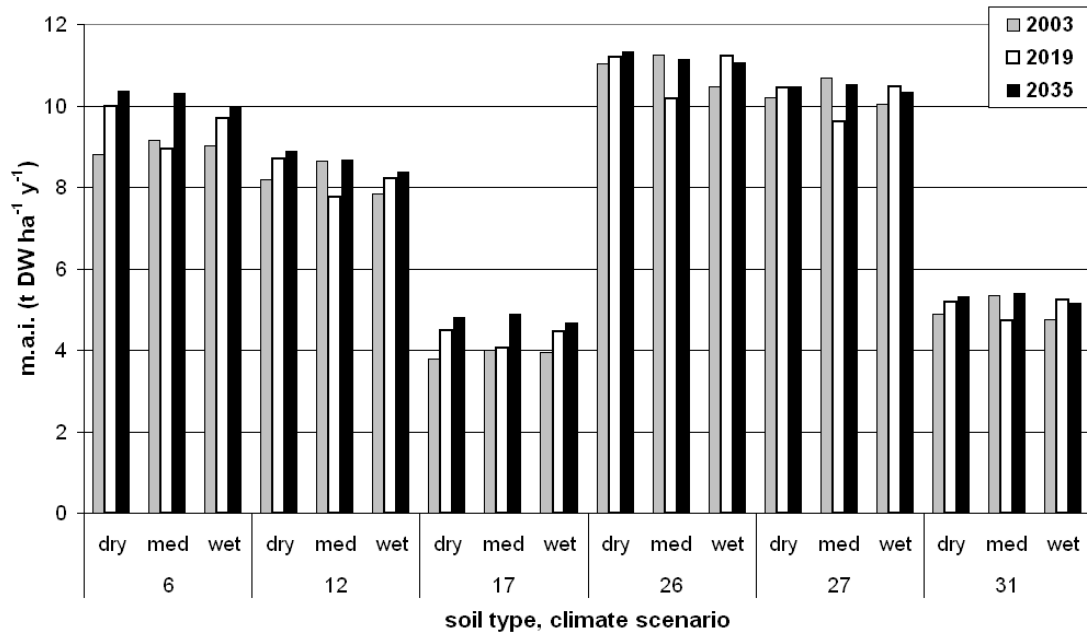


Fig. 6: Potential biomass yield (mean annual increment) over 20 year periods, all sites combined with three climate scenarios and three simulation time periods.

Ground water recharge

The recharge of groundwater was severely reduced under climate change scenarios, especially the advanced “dry” scenario (Fig. 7). As can be seen the first period is moister than the time period used for “present” (1982 – 2002) in the scenario. The changes in precipitation are small, about 20 mm per year on average, but the percolation diminished noticeably. For example, under the “dry” realisation percolation went down to 80mm y⁻¹ (from 130), and 90 and 105 in case of the “medium” and “wet” realisations, respectively.

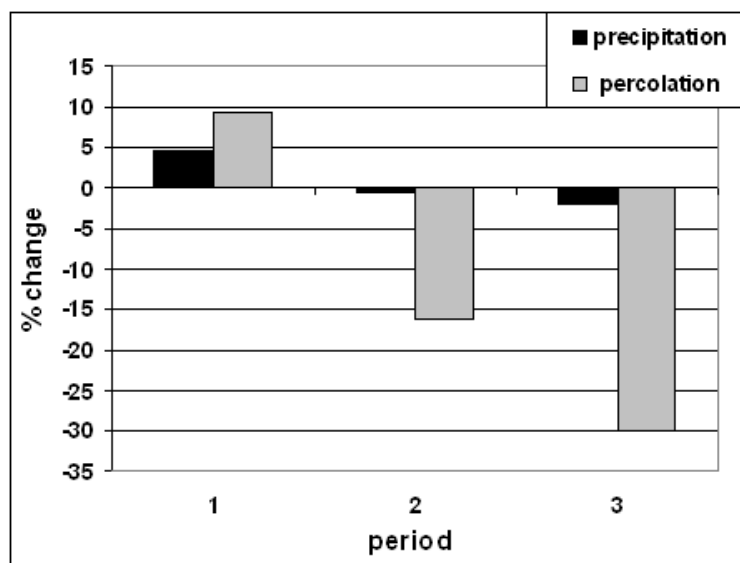


Fig. 7: Change in precipitation (annual mean) and percolation over the 20 year simulation periods used (site Baruth, “medium” precipitation level).

Discussion

Parameterisation

The parameterisation of a tree species in an eco-physiological growth model is difficult because of tenuous data availability. It was not possible to find all relevant data measured covering the range of ecological growth conditions, tree ages, stand management schemes etc. Deviations found between modelled and measured growth at one location are therefore to be expected. However, in our model the development of a stand was reasonably well simulated. Dimensions of stand mean trees were in accordance with literature values (Figure 2). The results for test sites showed slower than real growth in early years, so a given tree dimension was reached later in the model than in reality. The time-lag was two years at maximum and this is not negative from a precautionary point of view. Based on these results it can be stated that the results are sufficiently accurate to be used for growth assessments under current climate as well as climate change. Actual growth at a given site depends on a wide variety of factors, from seed origin to pest management, factors not included in the 4C model. It should therefore be well understood that every result based on growth calculations under climate change can only be an estimate of growth under somewhat ideal and mean conditions.

Differences in simulated yield due to differences in soil properties were to be expected. Hence also model runs driven with information derived from local measurements can be expected to result in significantly other estimates as model runs using BÜK 1000 reference soil data for the respective soil type. For the test site in North-west Germany, only BÜK soil data were available, but simulated growth was almost identical to observed biomass production. For Saxony, growth estimations from BÜK 1000 data were usually lower than with original data, but only by a time-lag of one to two years. The only site where this was not the case had large differences between the nitrogen availability reported from the research records and the respective value associated to this soil type in the BÜK 1000. However, the overall difference is in accordance with a conservative approach to estimate growth potentials and is thus not considered negative.

Growth potential

The climatic situation on most test sites used for model validation is more humid than on the sites used for the study. However, some test areas in Saxony are similar in precipitation and, in addition, the data from literature sources used for parameterisation also included data from dry, continental sites e. g. from northern America. Thus, the basis for model parameterisation covered conditions that were drier than current conditions in Brandenburg, and modelling results are within the frame of the parameterisation. The climate scenarios used covered the “best”, the “worst” and the “most likely” case according to Gerstengarbe et al. (2003), so actual future growth should be within the limits estimated by the simulations shown here.

Some analyses indicate that mean annual increment of biomass should be equal to or higher than 7 t DW ha⁻¹ a⁻¹ to be competitive with current agricultural earnings (Rock 2007; Schwarz 2005)). This yield can be reached on about 60 percent of the potentially available lands. On 20 percent, the two soil types showing weak growth in this study, performance still might be sufficient to reach a financial break-even point (Grünewald, pers. comm.).

When possible future climatic conditions are considered, growth potential did decline slightly, but not to a degree that soil types suitable under current climate would have to be considered as risk sites under climatic change. Differences between sites were larger than sensitivity to climatic change, so care should be taken to assess site quality prior to planting.

Although aspen is considered less demanding with regard to site conditions than other *Populus* species. Coppicing resulted in a reduction of growth relative to continuous growth. This is in accordance with results published by Hofmann (1999b). Model analysis indicated that biomass production is highly sensitive to the age of the tree at the first coppicing (figure 5). Further studies are necessary to analyse whether this is due to effects inherent in aspen growth – the growth of aspen usually culminates later in age than that of other species of the genus *Populus* – or due to model restrictions. Normally, stands managed in short rotation will also be planted with higher initial tree densities than stands managed in longer rotations. For analysis of future potentials equal initial tree density was assumed to have identical growing conditions of both variants in the early years, in order not to introduce additional variation into the analysis.

In general, the suitability of aspen for SRC is still debated. It is not as easily planted as e. g. poplar shoots and problems exist with re-sprouting in general and root sucker occurrence (Berry and Stiel 1978; Fraser et al. 2002; Person et al. 1971; Prévost and Pothier 2003; Smidt and Blinn 2002). If suckers grow in-between rows (what is likely), stands might not be suited any more for fully mechanised cutting. If not the production of wood chips from SRC but wood for industrial purposes is the production goal, planting less trees and using 20 year rotations is an option. Under this management, suckering is no problem of importance. However, as there have been experiments with other species on the same sites as aspen trials, transfer functions might be found to estimate growth of such clones, species or provenances from the estimates of aspen performance. Aspen can be used as reference until other species can be parameterised in (forest) growth models, but to day the information needed is unfortunately not available. s, they still show weak growth on comparatively dry, poor soils (soil types 17, 31). On these soils research should be undertaken to determine the perspectives to use alternative species.

Coppicing resulted in a reduction of growth relative to continuous growth. This is in accordance with results published in Hofmann (1999b). Model analysis indicated that biomass production is highly sensible to the age of the tree at the first coppicing (figure 7). Further studies are necessary to analyse whether this is due to effects inherent in aspen growth – the growth of aspen usually culminates later in age than that of other species of the genus *Populus* – or due to model restrictions. Normally, stands managed in short rotation will also be planted with higher initial tree densities than stands managed in longer rotations. For analysis of future potentials we assumed equal initial tree density to have identical growing conditions of both variants in the early years, in order not to introduce additional variation into the analysis.

In general, the suitability of aspen for SRC is still debated. It is not as easily planted as e. g. poplar shoots and problems exist with re-sprouting in general and root sucker occurrence (Berry and Stiel 1978; Fraser et al. 2002; Person et al. 1971; Prévost and Pothier 2003; Smidt and Blinn 2002). If suckers grow in-between rows (what is likely), stands might not be suited any more for fully mechanised cutting. If the production of wood chips from SRC is not the production goal but production of wood for industrial purposes, planting less trees and using 20 year rotations is an option. Under this management, suckering is no problem of importance. However, as there

have been experiments with other species on the same sites as aspen trials, transfer functions might be found to estimate growth of such clones, species or provenances from the estimates of aspen performance. Aspen can be used as reference until the information needed to parameterise other species or e. g. *Populus* clones is available.

Groundwater recharge

Currently, the amount of future precipitation can not be precisely estimated. The different climate realisations showed only minor differences in overall precipitation, but groundwater recharge ceased in some years and was, in general, reduced in the later periods in any case. A regional study on Brandenburg (Gerstengarbe et al. 2003) reports reductions of up to 60% under regular agriculture, using the same scenarios and time frame as this study. This implies that converting lands to SRC might result in higher percolation than under agriculture, even if aspen roots reach much deeper into the soil than regular crops and might reach groundwater levels. Further studies are necessary to analyse these findings.

Acknowledgements

M. Liesebach provided us with data for model testing. Y. Hauf helped with the GIS analysis. This work was partly funded by the University and Science Programme (HWP 2004 – 2006, Project-No.: 2597-04/334) and by the EU Interreg IIIC Project „RobinWood“.

III.3.3 Nachhaltigkeit von Energieholzplantagen unter Biodiversitätsgesichtspunkten

Energieholzplantagen sind eine Flächennutzungsart aus dem Bereich der nachwachsenden Energierohstoffe, die mit der Erzeugung anderer nachwachsender Rohstoffe und regulärer landwirtschaftlicher Produktion konkurriert. Die gesteigerten Ertragserwartungen können dazu führen, dass die derzeit praktizierte Brache (Stillelegungs- oder Rotationsbrache) in Zukunft entfällt, da nach derzeit gültigem Reglement der Anbau von nachwachsenden Rohstoffen (inklusive Energiepflanzen) auch auf Stilllegungsflächen erlaubt ist (Europäische Union 2003). Aus Naturschutzsicht sind mit diesem Anbau verschiedene Risiken, aber auch Chancen verbunden (Doyle et al. 2007). Unter den Naturschutzaspekten auf verschiedenen Ebenen sind die folgenden im Falle von Energieholzplantagen am bedeutsamsten (aus Doyle et al. 2007, gekürzt):

- Landschaftsbild, -struktur (Abb. III.1)
- Flächenkonkurrenz (Stilllegungsflächen, Grünlandumbruch)
- Genetische und Artendiversität
 - o der angebauten Pflanzen
 - o der Beikräuter, Bodenorganismen und der Begleitfauna (Abb. III.2)
- Böden (Chemismus, Struktur)
- Wasserhaushalt (Grundwasserneubildung, Fremdstoffeinträge)



Abbildung III.1: Eingliederung einer EHPI in das Landschaftsbild (17jährige Plantage im Hintergrund, niedersächsisches Tiefland)(Photo: Rock)

Hinsichtlich der ökologischen Auswirkungen der großflächigen Anlage von Energieholzplantagen liegen ebenfalls wenige Informationen vor (Güther & Kraft 2006). Die Auswirkungen der Nutzungsänderung auf den Boden sind aus ökologischer Sicht nicht negativ zu werten (Boelke 2001b, Coleman et al. 2004, Hofmann-Schielle et al. 1999, Jug et al. 1999a, Jug et al. 1999b, Makeschin 1994, Makeschin & Rehfuess 1994, Stetter & Makeschin 1997). Auch unter Klimaschutzgesichtspunkten sind in der Regel keine nachteiligen Folgen zu erwarten, da ein eventuell auftretender Verlust an

organisch gebundenem Kohlenstoff im Boden durch den Zuwachs nach einigen Jahren kompensiert wird.



Abbildung III.2: Blick in eine 10jährige Pappel-Energieholzplantage auf Löß (Sachsen) (Photo: Rock).

Die Bewertung der einzelnen Auswirkungen, z. B. von Änderungen der Landschaftsstruktur, ist im Einzelfall zu treffen und alle betroffenen Biodiversitätsaspekte sind zu berücksichtigen. So sind durch die Anlage einer Energieholzplantage in einer intensiv agrarisch genutzten Landschaft positive Effekte auf Böden und Landschaftsstruktur zu erwarten, großflächige Monokulturen von wenigen Klonen sind jedoch für die genetische und die Artendiversität negativ (Doyle et al. 2007). Untersuchungen zu einer Flächengestaltung, die neben der Energieholzproduktion ein Netz an Flächen mit (kurzfristig) ökologisch ausgerichteter Funktion sowie die damit zusammenhängenden Ertragsminderungen wurden im Archiv für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie vorgestellt:

Ökologische Aufwertung von Energieholzplantagen - Möglichkeiten und Kosten

Rock, J. (2007), Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie 2(2007): 60 – 66.
Diese Arbeit wurde im Deutschen Landwirtschaftsverlag publiziert
(www.forstundlandschaftsoekologie.de).

Zusammenfassung

Energieholzplantagen sind eine zukunftssträchtige Möglichkeit, um auf Flächen, die aus der landwirtschaftlichen Produktion ausscheiden, Energieträger anzubauen. Wenn sich dieser Anbau jedoch in messbaren Erfolgen niederschlagen soll, ist die Anlage weit größerer Flächenkomplexe als bisher notwendig. Diese großflächigen Monokulturen sind aus landschaftspflegerischer und naturschutzfachlicher Sicht jedoch kritisch zu werten. In diesem Artikel wird untersucht, wie eine ökologische Aufwertung der Flächen erfolgen und welche ökonomischen Folgen dies haben kann.

Eine ökologische Aufwertung der Gesamtfläche und die Sicherstellung wichtiger Funktionen ist durch die Anlage von extensiv mit Eichen begründeten Waldstreifen im Komplex mit Energieholzflächen möglich, da diese die Diversität auf Landschafts- und Plantagenebene anheben. Die hierdurch entstehenden Kosten und Ertragsverzichte entsprechen, bezogen auf die Energieholzflächen und bei derzeitigen Preisen, jährlich etwa dem Erlös für eine Tonne Hackschnitzel (atro). Trotzdem lassen sich bei mittleren Erträgen und optimaler Erntetechnik Gewinne in Höhe derzeitiger durchschnittlicher Gewinne aus herkömmlicher landwirtschaftlicher Produktion erzielen. Mittel- oder langfristig erleichtert die Anlage von extensiv genutzten Eichenstreifen auch – wo dies gewünscht wird – die Überführung der gesamten Flächen in eine forstwirtschaftliche Bewirtschaftung.

Summary

Short-rotation coppice fuelwood plantations are one way to grow renewable energy sources on former arable lands. If this approach is to yield considerable results, the area used for such individual plantations has to be largely increased compared to current sizes. Under landscape ecological and nature-conservation aspects the monocultures planted this way have negative impacts on the landscape. In this paper it is analysed how fuel wood plantations can be ecologically enhanced, and which ecological benefits as also economic consequences can be expected. The plantation area can be ecologically enhanced by planting parts of the area extensively with oaks. These strips raise diversity at landscape and at plantation level. The costs and forsaken yields generated by this approach amount to the equivalent of the current price for one ton (absolutely dry) of wood chips per year and hectare. However, if average annual increments and modern harvesting technology are applied, the remaining earnings are as high as average earnings from current agricultural production. Under medium or long term perspectives the proposed systems also enhances the possibilities to transfer the respective sites in regular forestry systems.

Stichworte: Landschaftsökologie, Biodiversität, Eiche, Annuitätenvergleich, Bio-Energie

Keywords: landscape ecology, biodiversity, oak, annuity, wood for energy

Einleitung

Die Erzeugung von Energie aus nachwachsenden Rohstoffen hat eine steigende Bedeutung (Berndes et al., 2003). Neben der fast kompletten CO₂-Neutralität vieler nachwachsender Brennstoffe sprechen auch Aspekte der regionalen Wirtschaftsförderung für den Anbau von Energiepflanzen (Domac, 2002; Hillring, 2002). Energieholzplantagen aus Weiden oder Pappeln, die in einem nur wenige Jahre dauernden Umtrieb als Niederwald bewirtschaftet werden, haben dabei gegenüber landwirtschaftlichen (einjährigen) Pflanzen mehrere Vorteile, z. B. hohe Effizienz der in der Produktion eingesetzten fossilen Brennstoffe, geringe Dünger- und Pestizidbelastung der Flächen, geringe Arbeitsbelastung im Jahr, und Wiederaustrieb nach der Ernte. Nachteilig sind die höheren Anfangsinvestitionen, eine längere Kapitalbindung als bei annuellen Pflanzen und damit zusammenhängend auch eine geringere Beleihbarkeit der Anbaufläche verglichen mit regulären Ackerflächen und die Anforderungen an die Erntetechnik, die nicht zum regulären Maschinenbestand eines landwirtschaftlichen Betriebes, Maschinenringes oder land- bzw. forstwirtschaftlichen Lohnunternehmers gehört.

Mehrere Aspekte sind bei der Anlage und dem Betrieb von Energieholzplantagen bisher noch unzureichend betrachtet worden. Zum einen ist derzeit unter Klima-

schutzgesichtspunkten eine kurzfristig hohe Substitutionswirkung der aus nachwachsenden Rohstoffen erzeugten Produkte erstrebenswert, sei es direkt als Brennstoff oder durch das Ersetzen von Materialien, zu deren Herstellung große Mengen an fossilen Energieträgern benötigt werden (Aluminium, Kunststoffe). In einigen Dekaden könnte voraussichtlich jedoch eine möglichst hohe und möglichst stabile Speicherung von Kohlenstoff wichtiger als diese Substitutionseffekte werden (Kirschbaum, 2003). Die stabilste Speicherung im Bereich der Landnutzung sind Hochwälder mit möglichst geringer Störungsanfälligkeit (Mund, 2004). Hinzu kommt, dass langfristig auch mit einer abnehmenden Bedeutung der biogenen Brennstoffe zu Gunsten anderer Energieträger, wie Brennstoffzellen oder Photovoltaik, gerechnet werden muss. Die Energieholzplantagenflächen würden dann nicht mehr als solche benötigt, ein Bedarf an ihrer Rücküberführung in Ackerflächen ist jedoch unwahrscheinlich. Die Überführung in Hochwald würde eine anhaltende, weiter steigende Speicherung von Kohlenstoff sicherstellen und erscheint unter diesen Kriterien als wahrscheinlichste Folgenutzung. Energieholzplantagen werden jedoch mit Weiden- oder Pappelarten und -klonen angelegt, die nahezu an keinem derzeit verwendeten Standort Bestandteil einer standortsgemäßen Waldzusammensetzung wären. Ein Baumartenwechsel ist demnach notwendig, wenn die derzeitigen allgemein verbreiteten Ziele der Waldentwicklung hinsichtlich standortsgerechter, standortsheimischer oder gebietsheimischer Herkünfte nicht aufgegeben werden.

Der zweite Aspekt ist die aus dem Flächenbedarf für signifikante Energieholzprojekte resultierende Anlage von großflächigen Monokulturen und ihre Wirkungen auf Landschaftsbild und Landschaftsfunktionen. Die bisher angelegten Energieholzplantagen sind überwiegend kleinflächig, oft auch als Versuchsflächen konzipiert. Derzeit sind z.B. in Brandenburg 79 ha Energieholzplantage (incl. Mutterquartiere für Vermehrungsgutgewinnung und Versuchsanlagen) bekannt. Die Anlage weiterer ca. 300 ha ist bis 2008 geplant (ETI 2006). Demgegenüber beträgt der Flächenbedarf an Energieholzplantagen für die Versorgung von kleineren und mittleren Blockheizkraftwerken ca. 140 ha für ein 650 kW Heizkraftwerk (z.B. für die Versorgung eines Schulzentrums mit Hallenbad). Für ein 26,7 MW Heizkraftwerk für Fernwärme- und Energieversorgung von Stadtteilen und Industrieansiedlungen sind jedoch ca. 16 ha pro Tag bzw. 5.800 ha Energieholzflächen zur Deckung des Jahresbedarfs zu kalkulieren (Angaben zu Heizkraftwerken aus C.A.R.M.E.N. 2002) Zudem ist die Vorhaltung entsprechender Erntemaschinen nur sinnvoll, wenn in einer Region ausreichend Fläche für deren Auslastung gegeben ist. Es ist vor diesem Hintergrund davon auszugehen, dass eine Realisierung von Energieholzplantagen nur auf entsprechend großen Schlagflächen erfolgen wird bzw. erst sinnvoll wird. Die Ernte vergleichsweise großer Flächen hat einen Einfluss auf das Landschaftsbild, da Teile der Landschaft im wahrsten Sinne des Wortes schlagartig ihre Charakteristik ändern. Neben dem Landschaftsbild können hiervon auch ökologische Aspekte (Habitatfunktionen, Wanderungskorridore, Mikroklima) negativ beeinflusst werden (Weih et al., 2003; Burger, 2005).

Im folgenden soll ein System vorgestellt und diskutiert werden, das einerseits Energieholzplantagen ökologisch aufwertet und andererseits ein Grundgerüst an Flächen legt, von denen ausgehend die Plantagenflächen in Wald überführt werden können. Planungsrechtliche Rahmenbedingungen werden hierbei bewusst außer Acht gelassen.

Ökologie von Energieholzplantagen

Energieholzplantagen sind waldbaulich als Niederwälder zu sehen, ohne die Artenmischung der klassischen Niederwälder und deren ökologische Wertigkeit zu besitzen (Rode et al., 2005). Sie sind durch rasches Jugendwachstum, hohe Stammzahlen je Hektar und damit einhergehende Lichtarmut am Boden gekennzeichnet. Im Turnus von drei bis fünf, in manchen Erntesystemen bis zu 10 Jahren wird im Kahlschlagverfahren geerntet und der Boden dem vollen Licht ausgesetzt. Sie sind floristisch reicher als Ackerflächen, in der Regel jedoch deutlich artenärmer als Feldgehölze oder Wälder (Jedicke, 1995; Liesebach et al., 1999; Weih et al., 2003; Burger, 2005). Gegenüber sonstigen landwirtschaftlich genutzten Flächen grenzen sie sich durch größere Höhe und nahezu ganzzeitliche Bodendeckung ab. In Energieholzplantagen sind Abundanz und Diversität von Kleintieren, insbesondere Bodenlebewesen, oft deutlich höher als auf Ackerflächen (Makeschin, 1994; Blick and Burger, 2002; Burger, 2005). Bei der Ernte geht die Habitatfunktion jedoch verloren. Hinzu kommt, dass Energieholzplantagen eine sehr hohe Bestandsdichte haben und die Bodenvegetation nur gering ausgebildet ist. Das Wachstum ist auch im ersten Jahr nach einer Ernte sehr hoch (Hofmann-Schielle et al. 1999, Liesebach et al. 1999a, Muhs et al. 1994), was zu geringem Lichteinfall am Boden führt. Dies kann neben einer permanent geringen Verfügbarkeit von Bodenpflanzen zu einer Auszehrung der Samenbank im Boden führen, weil die Samen zwar keimen, aber nur sehr früh blühende Bodenpflanzen zur Reproduktion gelangen.

Flächengröße von Energieholzplantagen

Die bisher angelegten Energieholzplantagen sind überwiegend kleinflächig, oft auch als Versuchsflächen konzipiert. Die Größe der einzelnen Anbauflächen ist abhängig vom Flächenbedarf für die Versorgung (regionaler) Kraftwerke, Anforderungen an die Arbeitsökonomie sowie den Maschineneinsatz und der Tatsache, dass landwirtschaftliche Betriebe bei Wechsel des Anbauproduktes nicht zwingend in ihrer Flächeneinteilung Änderungen vornehmen werden. Es ist deshalb davon auszugehen, dass Flächen in der Größenordnung eines durchschnittlichen landwirtschaftlichen Schlags in Energieholzplantagen überführt werden. Daten über diese Größe lagen nicht vor. Eine Analyse der CORINE Land Cover-Datenbank (UBA et al. 2004) lieferte als Durchschnitt in Deutschland für die Landnutzungstypen „Ackerland“ ca. 610 ha und für „Wiesen und Grünland“ 180 ha zusammenhängende Fläche. Diese ist in der Regel jedoch in mehrere Schläge unterteilt. In Brandenburg ist nach einer gutachterlichen Abschätzung die durchschnittliche Größe ca. 30 ha, in begünstigten Gebieten können auch 80 ha erreicht werden (Lüttger, 2006, mdl., Wechsung, 2006, mdl.). Bei den nachfolgenden Berechnungen wurden 30 ha zu Grunde gelegt.

Ansprüche an die zusätzlichen Flächen

Um eine echte Aufwertung der Energieholzplantagen (EHPI) darzustellen, müssen diese Flächen für sich genommen eine deutlich höhere ökologische Wertigkeit haben als Energieholzflächen und Aufgaben erfüllen, die von den Nachbarparzellen nicht oder nicht kontinuierlich geleistet werden können. Als Kriterien hierfür wurden folgende Anforderungen gewählt:

- 1.) Eine Entwicklung der Flächen zu standortgerechtem Hochwald, der als Sichtkulisse wirken kann, ist möglich.
- 2.) Die Anlage ist naturnäher als eine Energieholzplantage und
- 3.) überlässt Teilbereiche der Fläche der natürlichen Sukzession.

- 4.) Ihr Flächenzuschnitt erfolgt so, dass sie auch dann, wenn beidseitig gleichzeitig geerntet wurde, als Wanderungskorridor bzw. als Rückzugsraum für größere Tierarten dienen kann.

Hierbei wird unterstellt, dass bei Erfüllung der Anforderung Nr. 4 die Flächengröße auch den Ansprüchen kleinerer Tier- und auf Sukzessionen angewiesene Pflanzenarten gerecht wird. Die Wahl des verwendeten Pflanzschemas bedingt, in welchem Umfang Teilbereiche der Sukzession überlassen werden.

Für die Anpflanzung kommen bei dieser Zielsetzung nur standortheimische Gehölzarten in Frage, die sich für Pflanzungen unter Freilandbedingungen bewährt haben und die geeignet sind, auf dem entsprechenden Standort Hauptbestandteil eines Dauerwaldgefüges zu sein. Bei den derzeit für Energieholzplantagen zur Verfügung gestellten Standorten bedeutet dies in der Regel die Verwendung von Stieleichen und eventuell Edellaubhölzern als Hauptbaumarten. Da in Brandenburg eher nährstoffschwache Standorte in EHPI umgewandelt werden dürften ist die Verwendung von Edellaubhölzern keine wahrscheinliche Option. In diesem Beitrag wird deshalb die Verwendung von Eichen unterstellt.

Aufbau der Stützgerüstflächen

1.) Form, Größe und Lage

Da die Funktion der Stützgerüstflächen eine größere Dimension als bei reinen Heckenstreifen erfordert, kann sich die Flächengröße und –form an den Anforderungen für eine auf Wald gerichtete Sukzession, d. h. der Mindestgröße für die Entstehung eines Waldgefüges orientieren. Im Zusammenhang mit der Definition von Wald wird häufig die Mindestfläche von 0,1 ha genannt (Otto, 1994). Bei quadratischer Flächengröße entspricht diese Flächenforderung einer Kantenlänge von 31,62 m. Darüber hinaus kann die Mindestgröße bzw. minimale Breite für Wanderungskorridore von Tieren als Anhalt dienen. Im Prinzip reichen schmalste Heckenstreifen als Sichtschutz für viele Arten als Korridor aus, es ist jedoch günstiger wenn die Flächen auch als Wanderungs- oder Ruhezone akzeptiert werden. Da Untersuchungen hierzu nicht vorliegen, muss die benötigte Breite aus Studien zu anderen Fragestellungen abgeleitet werden. Grünbrücken über Verkehrswege sind eine extreme Form des Wanderungskorridors und die hier für Großsäuger benötigte Breite kann als Anhalt für die Breite der zusätzlich anzulegenden Flächen dienen. JENNY et al. (Jenny et al., 1997) beobachteten z. B. bei Schalenwild nur auf wenigstens 30 m breiten Grünbrücken Äsungs- und Sicherungsverhalten. Es kann unter diesen Gesichtspunkten davon ausgegangen werden, dass 30 m als Minimalbreite ausreichen. Dies entspricht in etwa einer Baumlänge von Altbestandseichen. Wenn die Flächen eine Korridor- und nicht nur eine Trittsteinfunktion erfüllen sollen, müssen sie als Streifen angelegt sein.

Der Abstand zwischen den Streifen kann von Standortbedingungen, Erschließungslinien und auch von landschaftspflegerischen Aspekten bestimmt sein. Wenn man analog zu einer Windschutzhecke eine Einflusszone mit einer Breite von ca. 10 – 15 mal Baumhöhe annimmt, entspricht dies einem Abstand von 300 – 400 Metern. In diesem Beispiel werden 350 m angenommen.

Bei einer Bezugsgröße der Energieholzfläche von 30 ha und quadratischer Flächenform haben die Eichenstreifen eine Größe von 3,196 ha, bei rechteckiger Form mit Längen- zu Breiten-Verhältnis 2:1 eine von 3,396 ha. Dies entspricht 10,6 bzw. 11,3 % der jeweiligen Energieholz- oder 9,6 bzw. 10,2 % der Gesamtfläche.

Bezüglich der räumlichen Anordnung der Flächen ist zu beachten, dass die zur Energieholzproduktion verwendeten Baumarten gegenüber der Eiche ein deutlich

stärkeres Höhenwachstum in der Jugend. Umgekehrt spielt die Beschattung der Energieholzflächen durch Eichen eine geringere Rolle, da sie eine entsprechende Höhe erst erreichen, wenn nach bisherigem Kenntnisstand die weitere Nutzung der Kurzumtriebsflächen fraglich sein dürfte. Bei extensiver Bepflanzung ist die Durchlässigkeit des Kronenraumes für Strahlung auch höher als bei vollflächigem Dichtstand. In wenig störgefährdeten Gebieten kann man die Stützgerüstflächen entlang von Wegen anlegen, in Gebieten mit hohem störenden Verkehrsaufkommen durch z. B. Erholungssuchende ist die Anlage mitten zwischen zwei Wegen empfehlenswert.

2.) Aufbau der Flächen

Auch wenn das Hauptziel der Anlage der Zwischenstreifen eine ökologische Aufwertung des gesamten Flächensystems darstellt, sollte das Ziel, langfristig auch qualitativ hochwertiges Starkholz erzeugen zu können, nicht aus den Augen verloren werden. Hierfür stehen verschiedene Pflanzschemata zur Verfügung (Nesterpflanzung, Trupppflanzung und Einzelpflanzung). Zusätzlich wird in diesem Beispiel eine herkömmliche Reihenkultur betrachtet.

Bei der Nesterpflanzung werden im Allgemeinen 21 Eichen auf einen Quadratmeter gepflanzt. Sie wurde mit dem Ziel entwickelt, bei stark konkurrierender Begleitvegetation eine Sicherung der Kulturen möglichst ohne Jungwuchspflege oder Nachbesserungen zu erreichen (Szymansky, 1986; Guericke, 1996). Der Verband der Nester variiert in der Regel um 3x4 Meter, so dass auf einem Hektar ca. 17.000 Eichen gesetzt werden. Im Gegensatz hierzu wurde die Trupppflanzung von Gockel (1994) mit dem Ziel entworfen, bei möglichst wenigen zu pflanzenden Eichen eine optimale Wertholzentwicklung und bestmögliche Wuchsraumausnutzung zu erzielen. Einzelpflanzungen werden in der Regel mit sehr geringen Stückzahlen, aber relativ großen Pflanzen (Heistern) durchgeführt. Extreme Weitverbände sind möglich (Joris, 1996), erfordern aber zur Sicherung einer hohen Schaftholzqualität das Ankommen (ggf. Nachpflanzen) von Begleitbaumarten.

Um die Pflanzstreifen unter ökologischen Gesichtspunkten mit den Energieholzflächen vergleichen zu können, wurde die Diversität der Bodenvegetation in verschiedenen Beständen erhoben und mittels Shannon-Boltzmann-Entropie (Shannon-Wiener-Index, Magurran, 1988; Mühlenberg, 1993) verglichen. Zusätzlich wurde die Evenness, hier als Verhältnis zwischen gefundenem und rechnerisch maximal möglichem Shannon-Index, als Maß für die Ausprägung der Diversität bestimmt. Hierfür wurden Daten aus früheren Erhebungen (Rock et al., 2003) mit Ergebnissen aus zusätzlichen Datenerhebungen in zwei in extremen Weitverbänden begründeten Eichenbeständen in Belgien (5x5- und 6x6m-Raster, Bois de Pays), zwei Nesterpflanzungen auf unterschiedlichen Standorten in Polen (Namyslow Forestry Commission) und aus Energieholzplantagenflächen aus Nordhessen (Hess. FoA Diemelstadt) ergänzt. Tabelle 1 enthält die wichtigsten Angaben zu den Standorten und Pflanzungen. In allen Fällen wurden auf Flächen von 50 m² Größe alle vorkommenden Arten der Bodenvegetation (ohne Kryptogamen) mit Deckungsgrad und durchschnittlicher Höhe erfasst. Die Energieholzplantagen zeigen deutlich geringere Artenzahlen als alle Eichenpflanzungen (Abb. 1). Auch die Werte für den Shannon-Index und die Evenness sind niedriger als die entsprechenden Ergebnisse für extensive Eichenpflanzungen (Abb. 2). Sie bewegen sich auf dem Niveau sehr dicht geschlossener Reihenbestände. Bedingt durch den Habitus der Flächen ist das auch zu erwarten. Die Anlage von Streifen extensiv gepflanzter Eichenbestände führt somit zu einer ökologischen Aufwertung der gesamten Fläche.

Tabelle 1: Kenndaten der aufgenommenen Bestände

Table 1: Data of the stands used in this study

| | Trupppflanzung | | Reihenbestand | | Einzelpflanzung | | Nesterpflanzung | | Energieholz- plantage |
|------------------------------|------------------------|-----------------------|----------------------------------|--|--------------------------|------------|-----------------|------------|---------------------------------------|
| | T - 1 | T - 2 | | | E - 1 | E - 2 | N - 1 |N - 2 | |
| Standort: | | | | | | | | | |
| mittlere Lufttemperatur (°C) | 6,0 – 7,0 | | 8,0 – 9,0 | | 7,5 | | 9 | | 7,0 – 7,5 |
| mittl. Nds.-höhe / J. (mm) | 700 – 850 mm | | 700 – 900 | | 1.200 mm | | 540 | | 550 – 650 |
| Klimatönung | schwach subkontinental | | (subatlantisch - subkontinental) | | atlantisch („ardennais“) | | kontinental | | (subkontinental) |
| Höhe ü. NN (m) | 460 – 480 | 540 – 550 | 200 – 210 | | 415 - 425 | 430 – 445 | 40 – 150 | | 310 – 340 |
| Exposition | S – SO | NNO | O | | N | SW | W | | NO |
| Wasserversorgung | mäßig frisch | mäßig frisch | frisch | | frisch | frisch | frisch | | mäßig frisch - frisch |
| Nährstoffversorgung | mesotroph | eutroph | mesotroph+ bis eutroph | | mesotroph | mesotroph | mesotroph | | meso- bis eutroph |
| Bestand: | | | | | | | | | |
| Pflanzjahr | 1993 | 1992 | 1987 | | 1993 | 1991/92 | 1995 | 1996 | 1989 |
| Art | TE | SEi | SEi | | TEi | TEi, SEi | TEi | TEi | Pa, Wei |
| Pflanzverband | 10 x 10 m | 10 x 10 m | 1,5 x 0,8 m | | 6 x 6 m | 5 x 5 m | 4 x 3 m | 4 x 5 m / | 0,6 x 1,0 m |
| Stück / ha | 2.700 Ei, 1.500 Bu | 2.700 Ei, 1.500 Bu | ca 6.300 Ei, 2.100 Hbu 4,80 | | 277 | 400 | 17.500 | 10.500 | --- |
| | 2,40 7 | 3,60 8 | 13 | | 2,30 9 | 2,60 10 | 1,80 7 | 1,90 6 | 2,2 – 8,0 verschiedene Umtriebe |

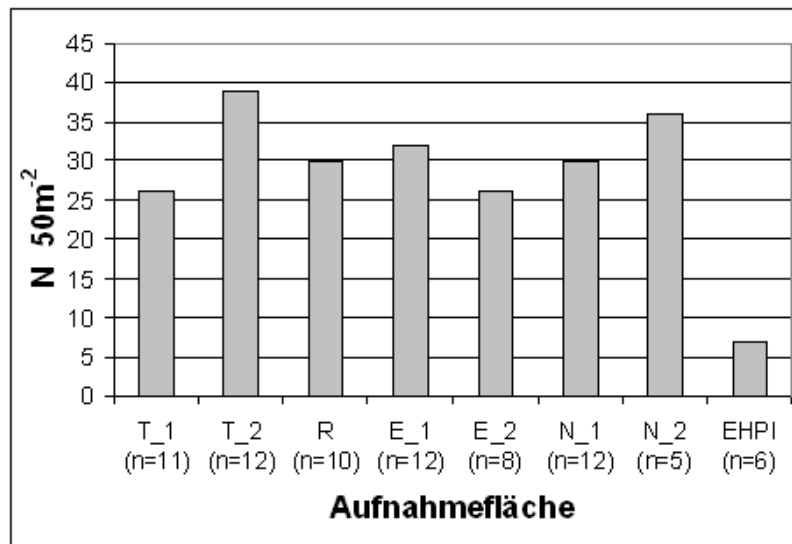


Abb. 1: Durchschnittliche Artenzahlen auf den Probeflächen (Kürzel siehe Tabelle 1), n: Anzahl der Aufnahmen je Bestand.

Fig. 1: mean number of species (ground vegetation) on study sites (see table 1 for abbreviations), n: number of plots inventoried at the sites.

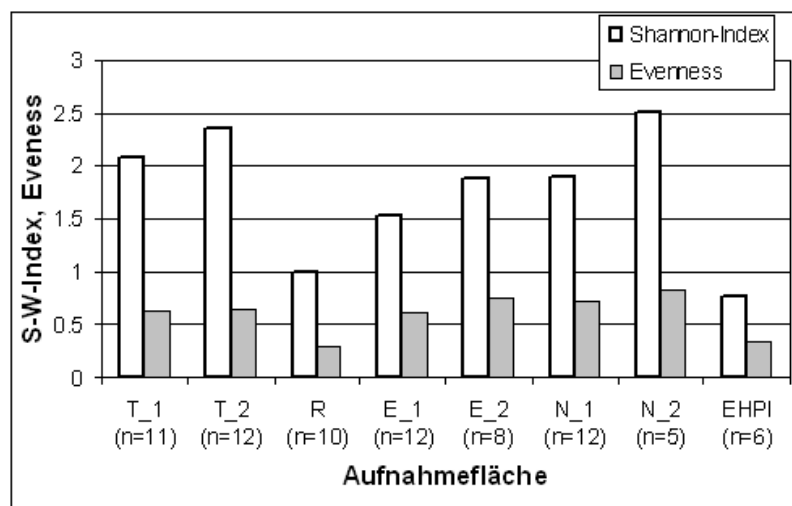


Abb.2: Diversität (Shannon-Wiener-Index und Evenness) auf den Probeflächen (Kürzel siehe Tabelle 1)n: Anzahl der Aufnahmen je Bestand.

Fig. 2: Diversity (Shannon-Wiener-Index and Evenness) on study sites (see table 1 for abbreviations), n: number of plots inventoried at the sites.

Vergleichsversuche mit den verschiedenen Schemata sind bisher nicht publiziert worden. In Ermangelung solcher Vergleichsversuche wurden im regulären Betrieb angelegte Bestände aufgenommen und hinsichtlich ihrer waldbaulichen Qualität verglichen (Rock 2004, Rock et al. 2004, Rock & Schulte 2002). Als Fazit aus diesen Untersuchungen lässt sich festhalten, dass die Nesterpflanzung im Vergleich zu kostenintensiv ist, die Einzelpflanzung trotz eventuell notwendiger Pflegeeingriffe und Nachpflanzungen am kostengünstigsten ist, aber ein vergleichsweise hohes Risiko mit sich bringt, und dass die Trupppflanzung relativ risikolos eine sichere Kulturbegegründung mit sehr geringen Pflegekosten erlaubt. Von den drei Pflanzschemata ist somit die Trupppflanzung zu empfehlen, wenn eine Wertholzerzeugung auf den Zwi-

schenflächen angestrebt wird. Erfolgt die Pflanzung rein aus landschaftsökologischen Gesichtspunkten, und können höhere Risiken bezüglich Holzqualität, Pflegeaufwendungen oder großflächiger Ausfälle toleriert werden, so genügt eine Einzelpflanzung.

Ökonomische Folgen der Stützgerüstanlage

Bei der Gesamtbewertung einer Anlage von Eichenstreifen in einer Energieholzplantage sind die ökologisch positiven Effekte den zusätzlichen Kosten und Belastungen des Betriebs gegenüberzustellen. Prinzipiell führt dieses Vorgehen zu folgenden ökonomischen Belastungen des Betriebs: Pflanzkosten, entgangene Einnahme aus Hackschnitzeln (oder anderen Produkten) und Pflegekosten. Da es sich de facto um eine Aufforstung handelt, kann auch eine Minderung des Bodenwertes (im Vergleich zu landwirtschaftlichen Nutzflächen) mit der Folge einer geringeren Beleihbarkeit eintreten. Dieser Aspekt ist jedoch nur bedingt quantifizierbar und wird deshalb vernachlässigt.

Problematisch ist, dass die Anlage von „Wald“ als Investition über dessen Umtriebszeit kalkuliert werden muss. Die hohen erzielbaren Bestandeswerte lassen sich auch im Schnellwuchsbetrieb erst in Zeiträumen realisieren, die ein Mehrfaches der EHPI-Standzeiten betragen und damit den Planungs- und Kalkulationshorizont eines landwirtschaftlichen Betriebs weit übersteigen. Obwohl für extensive Eichenpflanzungen interne Verzinsungen von wenigstens drei Prozent erwartet werden (Joris, 1996; Jobling, 1977) sind diese Berechnungen doch mit hohen Unsicherheiten behaftet. In diesem Beispiel wird deshalb davon ausgegangen, dass die Kosten für die Anlage der Zwischenstreifen und die Ertragsausfälle aus der Nutzung der Energieholzbestände beglichen werden müssen, damit es kurz- und mittelfristig nicht zu Liquiditätsproblemen des Betriebes kommt. Den im Folgenden aufgeführten Beispielsberechnungen liegt die Annahme eines 20jährigen Nutzungszeitraumes der Energieholzflächen zu Grunde. Es wird davon ausgegangen, dass die Anlagekosten für die Zwischenstreifen über diesen Zeitraum als Annuität beglichen werden.

Die Kosten für die Anlage von Eichenkulturen wurden über Zeitbedarfswerte, Löhne und Lohnnebenkosten aus Privatforstbetrieben und Rechnungsdaten von Lohnunternehmen, z. B. von der Anlage mit den Versuchsflächen vergleichbarer Bestände, kalkuliert (Tabelle 2). Die geringsten Kosten werden bei der Einzelpflanzung bei Verwendung von Kleinpflanzen erreicht. Hierbei ist jedoch die Gefahr, dass Pflegeeingriffe notwendig werden sehr hoch, so dass die auf den Probeflächen real angefallenen Arbeitsstunden hierfür ebenfalls in Betracht gezogen werden müssen. Unter diesen Umständen ist die Einzelpflanzung mit Heistern genau so teuer wie die Trupp-pflanzung. Bei der Verwendung von Kleinpflanzen ist sie ca. ein Viertel günstiger. Für die anderen Pflanzungen werden keine Pflegekosten berücksichtigt, da diese sehr stark von den örtlichen Gegebenheiten abhängen können und unter rein ökologischen Gesichtspunkten im betrachteten Zeitraum nicht notwendig sind. Nachbesserungen werden ebenfalls nicht betrachtet. Für die Kalkulation des möglichen Ertrags und des Ertragsverzichtes wurde ein durchschnittlicher Ertrag von sieben Tonnen Trockenmasse je Jahr und Hektar angenommen (Makeschin et al., 1989; Hofmann, 1999, 2002). Da bisher nahezu keine Erfahrungen zu langfristigen Leistungen über die gesamte Standdauer einer Energieholzplantage vorliegen und außerdem die Leistung stark von Einflüssen wie Standort, Witterungsextremen etc. abhängt, wurde konservativ eine mittlere und keine optimale Ertragsleistung unterstellt.

Tabelle 2: Kostenvergleich verschiedener Pflanzschemata für die Begründung von Eichenstreifen in Energieholzplantagen.

Table 2: Comparison of planting costs of the different schemes suited for planting strips of oak in-between fuel wood plantations.

| Schema: | Pflanzenzahl (Verband) | Pflanzenpreis (Euro) | Pflanzung (St. h ⁻¹) | Zeitbe- darf h ha ⁻¹ | LK | Gesamtkosten (1 ha) |
|------------------------------------|---------------------------|-------------------------|-------------------------------------|---------------------------------------|------------------|-----------------------------|
| Reihen- pflanzung | 8.300 (1,5 x 0,8m) | 0,60 | 100 | 83 | 1.86 0 | 6.840 |
| Nester- pflanzung | 17.500 (3 x 4m) | 0,30 | 125 | 140 | 3.14 0 | 8.390 |
| Trupp- pflanzung | 1.900 (10 x 10m) | 0,60 | 90 | 24 | 540 | 1.680 |
| Einzel- pflanzung (+ Pflege) | 277 (6 x 6m) | 0,30 1,50 | 80 40 | 3,5 7 43 | 80 160 960 | 160 580 1.120 – 1.540 |

Die Pflanzung von einem Hektar Energieholzfläche wird mit 1.400,- Euro, die Ernte in zwei verschiedenen Systemen mit 18,20 € t⁻¹ Trockenmasse (Anbauhäcksler) bzw. 10,80 € t⁻¹ (selbstfahrender Vollernter) angenommen (Rock und Schulte, 2002). Bei einem Hackschnitzelerlös von ca. 68,- € t⁻¹ abzüglich des frei Feldweg errechnen sich so Annuitäten von ca. 360 bzw. 420 € je Hektar, von denen die betrieblichen Gemeinkosten in Höhe von ca. 220 € (Schwarz, 2006, mdl.) abgezogen werden müssen. Werden die Kosten für die Anlage des „ökologischen Stützgerüsts“ auf die Energieholzflächen umgelegt, so reduzieren sich die erzielbaren Deckungsbeiträge um weitere 80 bis 160 Euro (Tabelle 3).

Tabelle 3: Flächenanlagekosten und Erlösverzicht bei der Anlage von Stützgerüstreifen. Annahmen: Energieholzfläche 30 ha, rechteckig, Eichenstreifen: 4,83 ha, Ernte mit Vollernter. Alle Zahlen sind Annuitäten in € ha⁻¹ a⁻¹ (gerundet), bezogen auf die Energieholzfläche bei unterstelltem Zinssatz von 3%.

Table 3: Establishment costs and abdicated earnings when strips of oak are planted in fuel wood plantations. Assumptions: size of fuel wood plantation 30 ha, rectangular. Strips of oak: 4.83 ha, use of harvester. All numbers are annuities in € ha⁻¹ a⁻¹ (rounded), related to the fuel wood plantation size, interest rate: 3%.

| | Anlage Eichenfläche | Ertragsverzicht | Gesamtbelastung |
|----------------------|---------------------|-----------------|-----------------|
| Einzelpfl. / klein | 12 | 68 | 80 |
| Einzelpfl. / Heister | 17 | 68 | 84 |
| Trupp | 18 | 68 | 86 |
| Nester | 91 | 68 | 158 |

Die Anlage von Reihen- oder Nesterpflanzungen ist unter diesen Annahmen defizitär und dürfte auch aus diesem Grund nicht angewendet werden. Alle anderen Varianten resultieren in einem Rückgang des Deckungsbeitrages zwischen 40 und 60 Prozent, was aber immer noch einem Reingewinn von ca. 60 bis 140 € je Jahr und Hektar Energieholzplantage entspricht (ohne Berücksichtigung von Zuwendungen und

Beihilfen wie z.B. Stilllegungsprämie). Auf die Gesamtfläche bezogen betragen diese Werte ca. 54 bis 127 Euro.

Fazit

Energieholzplantagenflächen sind ökologisch hochwertiger als reine Ackerflächen (Jedicke, 1995; Liesebach et al., 1999; Burger, 2005; Rode et al., 2005, ohne Hecken, Feldgehölze etc.), so dass ihre Anlage allein schon als eine Bereicherung der Landschaft angesehen werden kann. Ihre großflächige Anlage hat jedoch die gleichen negativen Auswirkungen auf die Landschaftsdiversität und die Diversität in der Landschaft wie die anderer Monokulturen. Die Anlage von ökologisch hochwertigeren Flächen im Verbundsystem mit Energieholzplantagen ist demnach aus naturschutzfachlicher Sicht geboten. Eine entsprechende Aufwertung kann durch die Anlage von Zwischenstreifen aus extensiv begründeten Eichenbeständen erfolgen. Die bei der Wahl geeigneter Pflanzschemata entstehenden Kosten reduzieren den erzielbaren Gewinn aus der Energieholzproduktion jährlich um ca. 12 bis 18 € pro Hektar Energieholzfläche. Zusätzlich beträgt der Ertragsverzicht bei realistischen Kosten und Zuwachsannahmen jedoch fast 70 €. Das entspricht derzeit dem Erlös einer Tonne Hackschnitzel (atro). Dennoch verbleiben – auch ohne Berücksichtigung von Transferzahlungen – je nach Erntesystem Gewinne zwischen ca. 54 und 127 € ha⁻¹ a⁻¹. Bei Verwendung flächenangepasster Vollernter sind demnach Gewinne im Bereich der für durchschnittliche landwirtschaftliche Haupterwerbsbetriebe in Brandenburg als jährliche Vorsteuergewinne aufgeführten 120 € pro Hektar möglich (MLUV, 2005). Die Berücksichtigung ökologischer Belange bei der Gestaltung großflächiger Energieholzplantagen kann unter den hier skizzierten Bedingungen ohne Ertragseinbußen gegenüber dem Status quo erfolgen. Die ökologischen Wirkungen eines entsprechenden Systems konnten in dieser Arbeit nicht bewertet werden. Eine entsprechende Bewertung kann zudem nur am Einzelfall erfolgen (Güther und Kraft, 2006), könnte dann jedoch die Anerkennung von EHPI als Ersatzmaßnahme oder die Gewährung von Fördermitteln positiv beeinflussen.

Derzeit stellt die Anlage von Energieholzplantagen keine Waldneuanlage dar, die eine Aufforstungsgenehmigung erfordern würde. Es wäre deshalb förderlich, wenn die Eichenflächen zu Bestandteilen der EHPI erklärt und ebenfalls genehmigungsfrei angelegt werden dürften. Unter den sich abzeichnenden Bedingungen werden die entsprechenden Flächen auch langfristig nicht mehr als Anbauflächen für Nahrungsmittel benötigt werden, so dass bei einer zukünftigen (ggf. sukzessiven) Überführung der Gesamtfläche in Wald eine Genehmigungserteilung zu erwarten ist. Sollte sich die Situation jedoch so entwickeln, dass man diese Flächen wieder für die Nahrungsmittelproduktion benötigt, könnte man die Eichenstreifen ebenfalls leicht wieder in Ackerflächen umwandeln, wenn sie kein Wald im Sinne des Gesetzes sind. Dies würde die Bereitschaft zur Anlage entsprechender Streifen fördern, da eine Rückumwandlung dann ohne rechtliche Probleme möglich ist.

Danksagung

Besonderer Dank gebührt Herrn D. Joris, Marloie, für die Unterstützung in Belgien, Herrn Mag.Inj. J. Kolarczyk und Herrn Mag. Inj. J. Duda, Namyslow Forestry Commission, für die Unterstützung in Polen sowie H. Gockel, A. Schulte und F. Badeck für ihre Diskussionsbeiträge und Anmerkungen. Die Untersuchungen wurden teilweise vom MSWWF Nordrhein-Westfalen und durch das Hochschul- und Wissenschaftsprogramm (Bund-Länder-Vereinbarung HWP 2004 – 2006, Projekt-Az.: 2597-04/334) gefördert.

IV Diskussion und Ausblick

IV.1 Monitoring

Ein umfassendes Kohlenstoff-Monitoring ist für die Erfüllung der Kyoto-Berichtspflichten notwendig. Die IPCC – GPG (IPCC 2003) erwarten von industrialisierten Ländern die Anwendung von Methoden, die den Ansprüchen der *tier* 2 und 3 gerecht werden und jährliche Vorratsänderungsabschätzungen erlauben. Die deutsche Forstwirtschaft hat hier – wie gezeigt – Defizite in der Erfassung von Störungen, dem Totholzpool, sowie bei der Herleitung der Biomasse und daraus des Kohlenstoffgehaltes im Wald. Generell ebenfalls problematisch ist die Erfassung des Bodenkohlenstoffs, bedingt durch die große Heterogenität der Verteilung im Boden (Jandl et al. 2007), Inventurmängel sowie unzureichende Kenntnisse über die Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf Bodenkohlenstoffvorräte.

Generell sind genügend Inventurtechniken zur Abschätzung von oberirdischen Volumina vorhanden, die Vorratsbestimmungen mit einem Fehlerrahmen von zwei bis vier Prozent erlauben (Köhl & Kenter 2005, Köhl et al. 2005). Bei Stratifizierung durch Fernerkundung und genügend große Stichprobenanzahlen lassen sich die Erhebungsfehler auf 0,2 bis 0,6 Prozent verringern.

Störungen und Totholz

Einzelne Störungen betreffen normalerweise kleine Flächen die nicht repräsentativ durch herkömmliche Inventuren erfasst werden können. Im Rahmen einer Analyse für das Projekt CarboInvent wurde z. B. die Erfassungswahrscheinlichkeit einer Störung durch die österreichische nationale Waldinventur mit $p = 0.0036 A^{0.742}$ für das Projektgebiet Salzburg angegeben (p bezeichnet die Entdeckungswahrscheinlichkeit des Einzelereignisses und A dessen Fläche in Hektar, siehe Galinski (2005) für Details). Für die meisten aktuellen Forstinventuren dürften ähnliche Gleichungen gelten. Für eine Störung oder Managementänderung bedeutet dies, dass sie für eine Entdeckungswahrscheinlichkeit von 50 Prozent auf wenigstens 770 ha zusammenhängender Fläche auftreten muss. Umgekehrt hat eine Änderung auf einer nur 5 ha großen Forstparzelle (was der Besitzgröße der Mehrheit der deutschen Privatwaldbesitzer entspricht) nur eine Entdeckungswahrscheinlichkeit von 1,2 Prozent.

Lässt sich diese Lücke durch eine Stratifizierung der Inventur schließen (Galinski 2006), so erfordern der Umgang mit Totholz und die Bestimmung der Kohlenstoffmenge erhebliche methodische Ergänzungen (Badeck & Rock 2004a, Badeck & Rock 2005a, Badeck & Rock 2005c). Untersuchungen müssen klären, welche zusätzlichen Kosten durch diese Inventurerweiterungen entstehen. Für die erforderlichen Ergänzungen hinsichtlich der im Totholz gebundenen Kohlenstoffvorräte ist die Frage nach der „Abschreibung“ dieses Vorrates wichtig. Jährliche Inventuren sind de facto nicht bezahlbar. Zudem liegt der Erhebungsfehler bei Freilandaufnahmen in dem Bereich der erwarteten jährlichen Änderung (Kramer & Akça 1987), so dass größere Zeitintervalle zwischen Folgeaufnahmen liegen müssen um bei derzeitigem Methodenstand Änderungen sicher als solche von Meßfehlern und Zufällen trennen zu können. Eine Aufnahme des Totholzpool ist eine Möglichkeit, die jedoch Schwierigkeiten z. B. bei der Zuordnung von Zersetzungsstufen mit sich bringt (Meyer, mdl., Jehl, mdl.) und / oder zusätzliche Laboranalysen erfordert. Die Erfassung des Zugangs und dessen Abschreibung mittels Zersetzungsgleichungen, abgesichert durch Stichprobenaufnahmen in größeren zeitlichen Abständen, ist hingegen eine prakti-

kable Methode der Vorratsschätzung für diesen Speicher (Badeck & Rock 2005c, IPCC 2003).

Hierfür fehlen zwar Informationen über die Zersetzungsgeschwindigkeit von Holz unter mitteleuropäischen Bedingungen, diese können – wie in dieser Arbeit gezeigt wurde – jedoch mit relativ geringem Aufwand eingegrenzt werden (Rock et al. erreicht), siehe Kapitel III.1.3.2).

Über die Freisetzung von Kohlenstoff aus Totholz lag bei Beginn der Arbeit aus Deutschland nur eine Arbeit vor (Kahl 2003), die Abbauraten angab. Andere Arbeiten existierten zu Vorräten (Beneke 2002, Erdmann & Wilke 1997, Korpel 1997, Müller-Using & Bartsch 2003, Rademacher & Winter 2003, Rauh & Schmitt 1991, Strunz 1995) und zur Erhebung von Totholzvorräten im Zusammenhang mit waldökologischen Fragestellungen insbesondere der Naturwaldforschung (Albrecht 1990, Albrecht 1991, Ammer 1991, Detsch et al. 1994, Erdmann & Wilke 1997, Fischer 1998, Hoffmann 1998, Kärcher et al. 1997, Korpel 1997, Leuba 1996, Meyer 1995, Meyer 1999, Meyer et al. 2003, Nagel 1999, Prietzel 1994, Rademacher & Winter 2003, Rauh & Schmitt 1991, Schmid 1994, Stöcker 1998a, Stöcker 1998b, Stöcker 1999, Stöcker 2000, Vacik et al. 2000). Nur eine Arbeit gab Massenverluste von Buchenstämmen in den Jahren nach einem Windwurf an (Schäfer 2002), berechnete jedoch keine Abbauraten. Aus dem restlichen Mitteleuropa konnten ebenfalls keine Arbeiten ermittelt werden. Angaben existierten nur aus stark ozeanisch geprägten Bereichen (England und die Niederlande, z. B. Boddy & Swift 1984, De Vries & Kuyper 1988) und aus Nord- bzw. Nordosteuropa mit teilweise deutlich borealen Klimaverhältnissen und entsprechend anderer Baumartenzusammensetzung (z. B. Christensen 1977, Harmon et al. 2000, Karjalainen & Kuuluvainen 2002, Krankina & Harmon 1995a, Krankina & Harmon 1995b, Krankina et al. 2002, Næsset 1999, Rouvinen et al. 2002, Shorohova & Shorohov 2001, Tarasov & Birdsey 2001, Yatskov et al. 2003).

Durch die hier vorgestellten Arbeiten sind die bestehenden Informationslücken zwar nicht komplett geschlossen worden, aber es wurden Schätzverfahren entwickelt, die bis zum Vorliegen entsprechender Informationen aus Feldversuchen Fehler in der Berechnung der C-Freisetzung aus Totholz minimieren. Sie genügen z. B. auch den Anforderungen an *tier* 2 oder 3 nach IPCC – GPG.

Die ermittelten Zersetzungskonstanten für Brandenburg sind z. B. auch deutlich von denen verschieden, die bisher im Modell 4C benutzt wurden (Tabelle IV.1). In allen Fällen führen die nach der hier vorgestellten Methode ermittelten Werte zu einem rascheren Abbau als die bisher verwendeten Konstanten. Bisherige Modellierungen der Totholzsituation mit 4C haben somit den Totholzvorrat über die Zeit eher überschätzt. Die Zeitdauer bis zum kompletten Abbau des Totholzes, bzw. bis zu 95%igem Massenverlust beträgt bei den bisher im Modell verwendeten Konstanten zwischen 75 und 820 Jahren, mit den neuen Konstanten 42 bis 100 Jahre. Für einen Vergleich zwischen bewirtschaftetem und unbewirtschaftetem Wald müssen auch die Freisetzungsraten von C aus dem Totholz- und dem Produktpool gegenübergestellt werden. Die mittlere Verweildauer von Holz in verschiedenen Produktpools, wie sie bei Eggers (2001) verwendet wird, ergibt entsprechend umgerechnet Abbauzeiten zwischen 4 und 216 Jahren. Die Zahlen bei Eggers (2001) lassen sich leider nicht nach Baumarten aufschlüsseln, da unterschiedliche Arten zu unterschiedlichen Anteilen in den verschiedenen Produktkategorien verwendet werden und außerdem Recycling von hochwertigen Produkten in geringerwertigeren Pools stattfindet.

Tabelle IV.1: Vergleich der bisher in 4C angewendeten Zersetzungskonstanten für Totholz und neue Werte nach (Rock 2005).

| Baumart | Zersetzungskonstante | |
|---|----------------------|-------------|
| | 4C | Rock (2005) |
| Buche (<i>Fagus sylvatica</i>) | 0,0073 | 0,07 |
| Eiche (<i>Q. petraea</i> , <i>Q. robur</i>) | 0,00365 | 0,0372 |
| Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>) | 0,04015 | 0,0575 |
| Fichte (<i>Picea abies</i>) | 0,00365 | 0,03 |

Biomasse und Kohlenstoffgehalt

Die Abschätzung von Biomasse ist in der Forstpraxis nicht üblich. Forstliche Inventuren zielen als Betriebsinventur auf die Bestimmung veräußerbarer Volumina ab (BMVEL 2001, Kramer & Akça 1987, NRW 1997, Schieler & Hauk 2001). Verkäufe nach Gewicht spielen derzeit nur im Industrie- und Brennholzbereich eine Rolle, wo die Abrechnung i. d. R. über Werkeingangsmessungen von Gewicht und Holzfeuchte erfolgt. Eine Rückrechnung auf den stehenden Bestand ist nicht möglich. Hierfür werden Biomasseexpansionsfaktoren oder Biomassegleichungen benötigt, die von leicht messbaren Parametern auf die Bestandesbiomasse schließen lassen. Gebräuchlich sind Expansionsfaktoren, die vom verkaufbaren Volumen (siehe IPCC-GPG) bzw. Derbholz auf die gesamte oberirdische holzige Biomasse hochrechnen, oder Biomassegleichungen, die über Stammdurchmesser (in der Regel in Brusthöhe, 1.3m über Grund) und z. T. zusätzlich über die Baumhöhe Biomassen abschätzen. Ausführliche Sammlungen von Biomassegleichungen (BG) und Biomasseexpansionsfaktoren (BEF) liegen vor (Rombold 2003, Smith et al. 2003a, Smith et al. 2003b, Ter-Mikaelian & Korzukhin 1997, Zianis et al. 2005), es sind jedoch wenige Informationen aus Mitteleuropa verfügbar (z. B. Grundner & Schwappach 1922). Eine Möglichkeit zum Schließen dieser Informationslücke besteht in der Durchführung entsprechender Erhebungen in der Praxis, was aus Kosten- und Kapazitätsgründen jedoch nicht praktikabel ist. Für nahezu alle in Deutschland in nennenswerter Zahl vorkommenden Baumarten sind in der Literatur BEF und BG vorhanden (Lehtonen et al. 2004, Zianis et al. 2005). Diese sind jedoch nicht frei übertragbar (Lehtonen et al. 2004, Mäkipää, pers. Mitt.). Im Rahmen der Dissertation wurde exemplarisch am Beispiel der Aspe (*Populus tremula* L.) untersucht, ob Gleichungen aus der Literatur einfach übertragen werden dürfen bzw. was hierbei beachtet werden muss. Die Untersuchung ergab, dass Biomassegleichungen, die ohne Prüfung übertragen werden, die Biomasse um bis zu 100 Prozent falsch schätzen können. Sie können jedoch übertragen werden, wenn der h/d-Wert der Bestände, in denen die Gleichung erstellt wurde, mit dem Zielbestand übereinstimmt. Unter diesen Umständen ist anscheinend die Allometrie hinreichend ähnlich und die Fehler werden minimiert. Weitere Studien an anderen Baumarten sind notwendig, um diese Hypothese zu verifizieren.

Holzdichte

Bei den Untersuchungen zur Totholzzersetzung wurde aufgezeigt, dass die Bestimmung der Anfangsdichte des Holzes einen größeren Einfluss auf die Bilanzierungen der folgenden Jahre haben kann als die Wahl der Zersetzungsgleichung (Badeck & Rock 2005b, Badeck & Rock 2005c, Badeck et al. 2005a, Rock et al. in review). Dieses Problem betrifft natürlich auch die Bestimmung von Kohlenstoffmassen aus Forstinventuren generell. Dichtewerte für Holz schwanken zwischen Beständen, Re-

gionen, auch innerhalb eines Stammes (siehe Dietz 1975, Forest Product Laboratory 1999, Joosten et al. 2004, Knigge & Schulz 1966). Für die Erfüllung der Genauigkeitsanforderungen an Kohlenstoffinventuren nach *tier 3* der IPCC – GPG (IPCC 2003) sind weitere Untersuchungen zu diesem Thema notwendig, denn die erreichbaren Volumenfehler (s. o.) sind deutlich kleiner als die Fehler die durch falsche Holzdichteannahmen entstehen können. Die mögliche Bandbreite der Rohdichte liegt für die wichtigsten heimischen Baumarten durchschnittlich bei ca. 75 Prozent des Mittelwertes (Angaben aus Knigge & Schulz 1966, Tabelle IV.2). Werden Schwankungen innerhalb eines Baumes mit berücksichtigt (z. B. Joosten & Schulte 2002, Joosten et al. 2004) wird die noch erforderliche Arbeit in diesem Sektor deutlich.

Tabelle IV.2: Darrdichte der wichtigsten Holzarten, Mittelwert und Spannweite (nach Knigge und Schulz, 1966, S. 135)

| Baumart | Darrdichte | | | | | | |
|---|-------------------------------------|-------------------------------------|--|--|--|------------------|-------|
| | Mittelwert (g cm ⁻³) | Spannweite (g cm ⁻³) | | IPCC – GPG (g cm ⁻³) | Diff. IPCC – Mittelwert (g cm ⁻³) | % von Mittelwert | |
| Fichte (<i>Picea abies</i> L.) | 0,43 | 0,37 – 0,54 | | 39,5 | 0,40 | -0,03 | -7,0 |
| Pappel (<i>Populus spec.</i>) | 0,37 | 0,27 – 0,65 | | 102,7 | 0,35 | -0,02 | -5,4 |
| Douglasie (<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mir.) Franco) | 0,47 | 0,36 – 0,63 | | 57,4 | 0,45 | -0,02 | -4,3 |
| Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i> L.) | 0,49 | 0,30 – 0,86 | | 114,3 | 0,42 | -0,07 | -14,3 |
| Eiche (<i>Quercus spec.</i>) | 0,64 | 0,38 – 0,9 | | 81,2 | 0,58 | -0,06 | -9,4 |
| Buche (<i>Fagus sylvatica</i> L.) | 0,66 | 0,54 – 0,84 | | 45,4 | 0,58 | -0,08 | -12,1 |

Kohlenstoffspeicher Boden

Die Erfassung von Bodenkohlenstoffvorräten ist arbeitsaufwändig, da für oberirdische Inventuren ähnlicher Genauigkeit viele Stichproben benötigt werden (Baritz et al. 2005, Smith 2004). Modellrechnungen helfen nur bedingt weiter, da für die Parametrisierung und Validierung der Modelle ebenfalls Felddaten benötigt werden. Bei den Arbeiten fiel auf, dass die Streuauflage, inklusive Zweige und Totholz, bisher weder in den Bodenanalysen noch in normalen Bestandesinventuren erfasst wurde (Badeck & Rock 2005b). Im Rahmen dieser Arbeit konnte das Themenfeld jedoch nicht weiter betrachtet werden, da dies den Rahmen der zur Verfügung stehenden Kapazitäten deutlich gesprengt hätte.

Management

Das KP verlangt für die Emissionsberechnung eines Staates die Erfassung von Wäldern unter Management, wobei für das reine „reporting“ keine genaue Differenzierung des Managements notwendig ist (mit Ausnahme eventuell der Ermittlung von Bodenkohlenstoffvorräten). Mit der Ausnahme von Totalschutzgebieten gibt es nach der Definition von Waldbewirtschaftung, wie sie im Kontext des KP gebraucht wird¹⁹, in Deutschland keine nicht-bewirtschafteten Wälder.

Deutschland hat sich entschlossen die Maßnahmen nach Artikel 3.4 des KP anzuwenden (s. u.). Nach den derzeitigen Regelungen wird ein bestimmter Betrag der Vorratsänderung pauschal der Ursache „Bewirtschaftung“ zugerechnet (derzeit 15%), ohne sich die Mühe eines „*factoring out*“ von natürlichen und Altersklassen-Effekten zu machen. Dieses erforderte eine detaillierte Erfassung der Maßnahmen und ihrer Auswirkungen auf die Kohlenstoffspeicher. In dieser Arbeit wurde die erste qualitative Übersicht zum Einfluss verschiedener Managementmaßnahmen auf die Kohlenstoffspeicherung vorgelegt. Besonders problematisch ist in diesem Kontext, dass sich Maßnahmen wie z. B. Baumartenwechsel, auch in Modellen relativ leicht abbilden lassen da sie deutliche Auswirkungen haben. Für andere Maßnahmen gilt dies nicht. Es ist zum Beispiel noch nicht sehr eingehend untersucht, inwiefern unterschiedliche Durchforstungsstärken netto positive oder negative Effekte auf die Kohlenstoffspeicherung im Wald über die direkt erfassbaren Holzentnahmen hinaus haben. Im forstlichen Versuchswesen existieren langjährige Beobachtungsreihen, z. B. von Durchforstungsversuchen, die diesbezüglich neu ausgewertet werden können. Ansätze hierzu und eine Übersicht zu entsprechenden Modell-basierten Studien liegen in Badeck et al. (2005b) vor. Diese müssten für eine vollständige Analyse um eine Betrachtung der Substitutionseffekte erweitert werden, wozu Informationen zu den bei Durchforstungen entnommenen Holzmengen benötigt werden, sowie in einem weiteren Schritt um eine Analyse der verwendeten Arbeitsverfahren.

Wie bei der Erfassung von Störungsfolgen liegt auch hier ein großes Problem in der Erhebung von Daten aus den Bereichen Arbeitsorganisation / Arbeitsverfahren. Aussagen über ganze Regionen werden nur auf Stichprobenbasis möglich sein, da die einzelbetrieblichen Managementdaten derzeit nicht erfasst oder nicht weitergegeben werden.

Insgesamt ist eine weitere Einengung der Schätzbreite möglich wenn bei der Wahl von Inventurverfahren genau auf die Flächenrepräsentativität geachtet wird und bei der Auswahl von Biomassegleichungen oder BEF die Allometrie des jeweiligen Bestandes bzw. der Bestände berücksichtigt wird (Rock 2007b). Beide Aspekte sind relativ leicht und z. T. mit regulär erhobenen Daten zu bearbeiten, der zusätzliche Aufwand ist dementsprechend gering. Eine Absicherung der Holzdichte kann jedoch derzeit nur durch Probennahme und –analyse erfolgen und ist arbeits- und kostenintensiv.

¹⁹ UNFCCC (2002): FCCC/CP/2001/13/Add.1, S. 58: ““Forest management” is a system of practices for stewardship and use of forest land aimed at fulfilling relevant ecological (including biological diversity), economic and social functions of the forest in a sustainable manner.”

IV.2 Politische Rahmensetzung

Die derzeitige Ausgestaltung des Kyoto-Protokolls verhindert durch die Trennung zwischen Holz im Wald und Holz in der Produktkette die doppelte Anrechnung von positiven Effekten und ist damit auf der Ebene der Klimarahmenkonvention und des KP konsistent und komplett. Sie wird jedoch der Komplexität sowohl des Kohlenstoffkreislaufs als auch der Einwirkungsmöglichkeiten durch den Menschen zumindest für die Wald-Holz-Kette nur bedingt gerecht. Nach den Ankündigungen der Bundesregierung, Maßnahmen nach Artikel 3.4 des Kyoto-Protokolls anwenden zu wollen (BMU 2006), erfolgt die Gutschrift des entsprechenden „caps“ in Form von Kohlenstoff-Zertifikaten. Diese werden allerdings der gesamten erlaubten Emissionsmenge zugeschlagen und nicht an den Nachweis effektiven Managements oder real messbarer Größen in den Wäldern geknüpft. Es gibt somit für den Waldbesitzer derzeit keine Anreize, das praktische Management vor Ort in den Wäldern Kohlenstoff-optimal zu gestalten. Im Gegensatz zu den Zielen einer höheren Kohlenstoffspeicherung in Wäldern werden, bedingt durch die im Vergleich zu den Zeiten, zu denen das KP verhandelt wurde, hohen Holzpreise (Bilke 2006), zur Zeit viele früher unverkäufliche Holzsortimente am Markt abgesetzt und abtransportiert. Abbildungen IV.1 – IV.3 zeigen ein Beispiel aus Sachsen-Anhalt (Photos: J. Rock). Was aus betriebswirtschaftlicher Sicht für den Forstbetrieb kurzfristig positiv ist, kann naturschutzfachlich und aus Gründen der Nährstoffretention in den Beständen – und damit unter dem Anspruch einer umfassenden Nachhaltigkeit – sehr negative Folgen haben (siehe z. B. Ammer 1991, Harmon et al. 1986, Jonsson et al. 2005, Sippola et al. 2001, Stevens 1997 zur ökologischen Bedeutung von Totholz für die Fauna und Edmonds & Marra 1999, Graham & Cromack 1982, Laiho & Prescott 1999, Prescott & Laiho 2002, Vogt et al. 1986 zu Nährstoffen).



Abbildung IV.1: Buchenbestand nach Entfernung des Schlagabraums



Abb. IV.2: Polter aus Kronenmaterial, bestimmt für Hackung und Lieferung an Heizkraftwerke



Abbildung IV.3: Totholzhaufen – Energieholz oder Wildkatzenwurfplatz?

Die von Waldbesitzer- und Forst-Berufsverbandsseite geforderte direkte Teilhabe am Emissionshandel (Zimmeck n. a.) ist eine Möglichkeit, die Senkenleistung des Waldes finanziell zu honorieren und so eine Brücke zwischen den Bereichen „Wald / Forstwirtschaft“ auf der einen und „Holzprodukte / Holzverwendung“ auf der anderen Seite herzustellen. Ob dies alleine zu einer klima-optimalen Bewirtschaftung führen kann muss durch Studien mit betriebswirtschaftlichen Analysemethoden geprüft werden. Wie in Abschnitt 1 gezeigt wurde, ist es möglich, entsprechende Leistungen zu verifizieren. Die Kosten hierfür sind für Kleinbetriebe jedoch wahrscheinlich nicht von den Erträgen z. B. von CO₂-Zertifikaten zu decken (siehe auch Dieter & Elsasser 2002, Dieter & Elsasser 2004).

Die Regeln für die eventuell auf die erste Verpflichtungsperiode, 2008 – 2012, folgende Zeit sind derzeit völlig unabsehbar. Die jetzige Regelung der Bilanzierung (*gross-net accounting*) verhindert die bilanzmäßige Entstehung von „Emissionen“ durch Altersklasseneffekte wie sie bei der Anwendung von *net-net accounting* auftreten können (Schlamadinger et al. 2007), verlangen auf der anderen Seite jedoch eine genaue Erfassung und Herausrechnung von natürlichen Entwicklungen, Altersklasseneffekten und z. B. CO₂- oder Stickstoffdüngung, da diese Effekte die Kohlenstoffspeicherung erhöhen, jedoch nicht bzw. nicht im positiven vom Menschen beeinflusst sind und hierfür keine Kohlenstoffspeicherungs- oder Emissionsreduktionszertifikate („credits“) angerechnet werden dürfen.

Das derzeit verwendete *cap* ist eine pragmatische Lösung dieses Problems, benachteiligt jedoch die Staaten die eine effektiv höhere zusätzliche Speicherung erzielen. Praktikable Lösungen für diese Probleme wären z. B. der Verzicht auf das „*factoring out*“ von Stickstoff- und CO₂-Düngung, da diese in einem Berichtszeitraum von 4 Jahren keinen hohen Einfluss haben dürften. Politisch schwieriger durchzusetzen wäre ein Verzicht auf die Betrachtung des Altersklasseneffektes als „nicht menschengemacht“. Sieht man jedoch auch die Entscheidung, diese Altersklassenstruktur beizubehalten als Managemententscheidung an, dann ergibt sich ein entsprechender Verzicht automatisch.

Werden die Anforderungen an ein striktes Herausrechnen natürlicher Einflüsse aufrecht erhalten, kann ein Monitoring, das nicht nur auf der Annahme geringerer Nutzungen als es dem jährlichen Zuwachs entspricht, basiert, durch die Kombination von Paarvergleichen von Waldflächen mit und ohne Durchführung von einzelnen Maßnahmen einerseits und Modellanwendungen, die diese Ergebnisse auf die entsprechenden Flächen hochrechnen, andererseits erfolgen (Badeck & Rock 2005b, Badeck et al. 2005a).

IV.3 Energieholzplantagen

Modellgrundlagen

Um die Nachhaltigkeit von Energieholzplantagen unter den typischen Bedingungen des Nordostdeutschen Tieflands zu analysieren wurde die Baumart Aspe (*Populus tremula* (L.)) als Referenzbaumart im ökophysiologischen Waldwachstumsmodell 4C parametrisiert und das Programm so modifiziert, dass die Besonderheiten der Energieholzplantagen im Vergleich zur normalen Waldentwicklung (niederwaldähnlicher Betrieb mit sehr kurzen Ernteabständen, „Verjüngung“ durch Stockausschlag und Konzentration auf die Biomasseernte, nicht das Volumen) berücksichtigt wurden. Das verwendete Modell ist in der Lage, die gewünschten Berechnungen durchzuführen und auf der Basis einer gefundenen Parametrisierung auch auf Standorten angewendet zu werden, die nicht Bestandteil der Validierung waren, solange sie von dem Wertebereich abgedeckt werden, der bei der Parametrisierung erfasst wurde. Die Wahl fiel auf die Aspe, da diese sich in Versuchen als im Vergleich zu anderen Arten für EHPL bodenvag und weniger wasserbedürftig gezeigt hatte (Bergmann 1996, Hofmann 1999a, Liesebach et al. 1997, Liesebach et al. 1999b, von Wühlisch 2006). Hinzu kam, dass die europäische Aspe *P. tremula* (L.) in Wachstum und Ökologie der nordamerikanischen Aspe *P. tremuloides* (Michx.) so stark ähnelt, dass beide als eine circumboreale Art beschrieben und als eine Art in Ertragsmodellen parametrisiert wurden (Host & Perala 2004, Perala et al. 1996, Perala et al. 1995). Die anderen Pappelarten und –klone unterscheiden sich teilweise so stark in ihrem Wuchs-

verhalten voneinander, dass keine Möglichkeit gesehen wurde für eine andere Art als die Aspe die benötigten öko-physiologischen Daten für die Parametrisierung zu bekommen. 4C verlangt für die Simulationsläufe Steuerfiles mit über 30 Parametern und für die Beschreibung der Art über 80 Angaben (wobei z. T. mehrere Werte zu einer Zielgröße gehören, z. B. werden zur Beschreibung der Höhenentwicklung sechs Werte verwendet).

Parametrisierung und Validierung

Bei den vorliegenden wenigen Daten sind die Ergebnisse erfreulich gut auf den meisten Standorten, jedoch können nicht für alle Standorte genaue Entsprechungen zwischen den Messwerten und den Modellergebnissen vorgezeigt werden. Es wäre wünschenswert wenn noch von weiteren Versuchsflächen Daten zur Kontrolle herangezogen werden könnten, was aber durch die geringe Anzahl existierender Flächen nur mittels Folgeaufnahmen der schon einbezogenen Flächen möglich ist. Das Modell tendiert, besonders bei sehr guter Stickstoffversorgung, dazu, Höhen zu über- und Durchmesser zu unterschätzen. Die vorliegenden Daten gaben jedoch keinen Hinweis auf systematische Fehler und die simulierten Dimensionen unterschieden sich nicht von Dimensionen aus natürlich gewachsenen Beständen. Die Biomasseentwicklung wird hingegen relativ gut getroffen. Die Ergebnisse sind daher für betriebliche Managemententscheidungen nur bedingt brauchbar, da hier z. B. aus ökonomischen Gründen Ernteintervalle und das Erreichen von Durchmesserschwellen genau kalkulierbar sein müssen, was das Modell derzeit nicht genau genug leistet. Sie können jedoch Hinweise darauf geben unter welchen Bedingungen ein Anbau möglich und aussichtsreich ist.

Die Aspe wird für den Anbau im Kurzumtrieb unter anderem nicht empfohlen, da sie in dieser Bewirtschaftungsform keine so hohen Massenleistungen aufweist wie bei langen Umtriebszeiten (Liesebach et al. 1999a, Liesebach et al. 1999b). Auch dieses wurde vom Modell abgebildet.

Die Plausibilitätsprüfung ergab insgesamt eine gute Abbildung der Wuchsleistung im Allgemeinen. Mit der zusätzlichen Einschränkung, dass ohne konkrete Bodendaten sondern mit Referenzdaten aus der BÜK 1000 (BGR 1998) gerechnet werden musste sind die Ergebnisse ausreichend belastbar.

Potentiale in Brandenburg

Die Simulationen ergaben Biomasseerträge im auch in der Literatur angegeben Rahmen (Liesebach et al. 1999a, Liesebach et al. 2000). Besonders auf wenig lehm- oder schluffhaltigen Böden, die nur über vergleichsweise geringe Wasserspeicherkapazitäten verfügen, war der Zuwachs gering. Er lag teilweise in den Bereichen die von Bungart (1999) für Kippensubstrate aus Braunkohleabbaubetrieb veröffentlicht wurden. Auf den besseren Böden wurden Erträge simuliert die auch unter finanziellen Gesichtspunkten sehr interessant sind, auch wenn die in Feldversuchen erreichten Spitzenleistungen von 25 t Biomasse (Wolf & Böhnisch 2003) im Modell nicht nachzuvollziehen sind.

Da die Potentiale großräumig berechnet werden sollten, wurden keine Daten von realen Bodenprofilen für die Simulationen verwendet. Nach Ergebnissen von Bilke (pers. Mitt.) und Hartmann (2006) sind größere Anbauflächen oft trotz der vorherigen Ackernutzung sehr heterogen, so dass die Verwendung eines einzelnen Profils keine Garantie für die Repräsentativität der Daten gegeben hätte. Die Verwendung der Bodentypen aus der BÜK 1000 stellte einheitliche Bedingungen für die Modellrechnun-

gen mit den verschiedenen Realisationen des Klimawandelszenarios (Gerstengarbe & Werner 2005) her. Die auf dieser Basis getätigten Rechnungen zeigten keinen oder nur einen geringen Rückgang der Potentiale, jedoch auf einigen Standorten bei Zusammentreffen einer Ernte im Vorjahr mit einem Trockenjahr ein sehr geringes Wachstum der Kurzumtriebsflächen, was zu deren Ausfällen führen kann. Bei kontinuierlichem Wachstum zeigen sich diese Reaktionen nicht bzw. nicht so ausgeprägt. Nähere Untersuchungen hierzu und zu optimalen Ernteintervallen sind notwendig. Die Ergebnisse zeigen insgesamt, dass die Aspe eine auch unter der Annahme steigenden Wasserstress für Energieholzplantagen gut geeignete Baumart darstellt.

Ökologische Rahmenbedingungen

Zu den ökologischen Rahmenbedingungen von Energieholzplantagen liegen nur sehr wenige Arbeiten vor. Analogien zu bestehenden Strukturen, z. B. Aufforstungen landwirtschaftlicher Böden, können jedoch als zusätzliche Informationsquelle genutzt werden. Eine Beurteilung der EHPI-Anlage kann zudem in der Regel nur am konkreten Gebiet erfolgen (Güther & Kraft 2006). Im Rahmen der vorgelegten Arbeiten konnte dargelegt werden, dass EHPI unter Artenschutz Gesichtspunkten bei falscher Wahl des Pflanzgutes problematisch sein können. Ebenfalls negativ wäre eine Anlage auf Sonderbiotopen wie z. B. Frischwiesen. Positiv kann hingegen die größere Bodenruhe und die strukturgebende Wirkung in der Landschaft sein (Doyle et al. 2007). Ein System zur ökologischen Anreicherung großflächiger Plantagen durch die Anlage extensiv gepflanzter Eichenstreifen, die Raum für die Sukzession von Vegetationsgesellschaften bieten und als Wanderungs- und Rückzugskorridore für verschiedenste Tierarten dienen können, ist in dem in Kapitel III.3.2 abgedruckten Beitrag (Rock 2007a) vorgeschlagen. Inwiefern es auf Resonanz aus den Bereichen Naturschutz, Landschaftsplanung oder auch der Agrarförderung trifft bleibt abzuwarten. Es ist jedenfalls vorstellbar dass im Zuge von Landschaftsplanung oder Verschärfungen im Bereich Cross-compliance (BMELV 2006) entsprechende Gestaltungen gefordert werden.

IV.4 abschließender Vergleich

Die übergeordnete Fragestellung lautete: Welche Strategie im Umgang mit Holz ist unter Klimaschutz Gesichtspunkten optimal? Für eine Antwort hierauf müssen die folgenden Varianten verglichen werden:

- 1.) bereits bestehender Wald:
Bewirtschaftung \Leftrightarrow Nicht-Bewirtschaftung
- 2.) bisher waldfreie Fläche:
Aufforstung \Leftrightarrow Anlage einer Energieholzplantage

Unter derzeitigen rechtlichen und ökonomischen Bedingungen in Deutschland stellt die Umwandlung von Hochwald in Energieholzplantagen keine realistische Option dar und wird deshalb nicht betrachtet. Bei dem Vergleich wird von mitteleuropäischen Gegebenheiten und Umweltbedingungen ausgegangen. Flächenkonkurrenzen im Bereich Landwirtschaft mit anderen nachwachsenden Roh- und Brennstoffen werden vernachlässigt.

Vergleich Waldbewirtschaftung – Nicht-Bewirtschaftung

Wie gezeigt werden konnte ist unter Klimaschutzaspekten Waldbewirtschaftung gegenüber der Nicht-Bewirtschaftung vorzuziehen. Für genaue quantitative Abschätzungen müssen detaillierte Informationen zu Baumarten- und Sortimentsstruktur der betrachteten Waldflächen vorliegen. Sie entscheiden über die Verwendungsmöglichkeiten des geernteten Holzes und damit über die effektiv möglichen Substitutionseffekte im Produktbereich. Auch die zur Verfügung stehende Technik, das Gelände, der Erschließungszustand der Bestände und im Extrem sogar das Wetter spielen eine Rolle für die Gesamtbilanz, da sie z. B. über den Aufwand an Treibstoffen entscheiden der getätigt werden muss um das Holz aus dem Wald zu entfernen. Diese Faktoren können für eine generelle Abschätzung jedoch vernachlässigt werden. Es ergibt sich die folgende Gleichung:

$$C_{\text{Bestand}} + C_{\text{Produkt}} + C_{\text{Substitution}} \rightarrow \max. \quad [1]$$

C_{Bestand} , C_{Produkt} und $C_{\text{Substitution}}$ beschreiben hier die mittlere Größe des jeweiligen Kohlenstoffspeichers im Wald und in den Produkten, sowie – als rechnerische Größe – die Menge an substituiertem C. Der Bezugszeitraum entspricht einer Umtriebszeit²⁰. Diese Gleichung unterstellt, dass entweder alles Holz in Produkten Kohlenstoff aus fossilen Quellen substituiert (was z. B. in Bezug auf Papier nicht angebracht wäre) oder dass der Substitutionsfaktor so gewählt wird, dass er nicht nur für die Menge an Holz gilt, die effektiv substituiert, sondern auf die Gesamtmenge an genutztem Holz umgerechnet wird. Da die Substitution durch die Verwendung des aus dem Bestand entnommenen Holzes entsteht ist

$$C_{\text{Substitution}} = C_{\text{Produkt}} * \text{Substitutionsfaktor} \quad [2]$$

In [1] kann dann bei Berechnungen mit dem in (Fürstenau et al. eingereicht) ermittelten Wert der Term „ C_{Produkt} “ mit $C_{\text{Subst.}}$ verbunden werden:

$$C_{\text{Bestand}} + C_{\text{Produkt}} * (1 + \text{Substitutionsfaktor}) \rightarrow \max. \quad [3]$$

Der in der genannten Quelle angegebene Substitutionsfaktor bezieht sich nur auf die materielle Substitution von Holzprodukten mittlerer und langer Lebensdauer, da für kurzlebige Produkte keine Informationen vorlagen oder aber diese Produkte (z. B. Papiere) nicht substituiert werden können. Ein Gesamt-Substitutionsfaktor müsste diese Aspekte berücksichtigen und ebenfalls die energetische Substitution durch die thermische Verwertung von Holzprodukten einbeziehen. Wird als Bezugszeitraum nicht die Umtriebszeit genommen, und dieser die durch die darüber hinausreichende Lebensdauer vieler Produkte erzielten Effekte zugeschrieben, muss für den entsprechenden Zeitpunkt ein individueller Substitutionsfaktor auf der Basis der bis dahin angefallenen Holzentnahmen bestimmt werden.

In der Forstwirtschaft wird die Produktionsdauer (die Umtriebszeit) und damit die Menge an Holz (Kohlenstoff), die im Wald vorhanden ist, nach betriebswirtschaftlichen Überlegungen und Eigentümerinteressen bestimmt, die darzulegen den Rahmen dieser Arbeit sprengen würden. Verschiedene politische Vorgaben sind nur für den Wald in Staatsbesitz verbindlich und können hier unter „Eigentümerinteresse“

²⁰ In der Forstbetriebsführung werden heute in der Regel Bestände nicht mehr in Kahlschlagswirtschaft nach einer Umtriebszeit genutzt, sondern in anderen Hiebsformen sukzessive geerntet. Für die Berechnungen ist dieser Unterschied jedoch unerheblich, da man eine Umtriebszeit auch als mittlere Produktionsdauer annehmen kann.

subsummiert werden. Ein klassischer Ansatz für die Bestimmung von Produktionszeiten ist der Versuch, auf dem gegebenen Standort die Produktionszeit (Umtriebszeit) zu wählen, über die der durchschnittliche Gesamtwuchs (dGZ) und damit die Gesamtwuchsleistung (GWL) des Bestandes über diesen Zeitraum maximiert werden. Dies entspricht der Umtriebszeit der höchsten Massenproduktion und wäre unter Klimaschutzgesichtspunkten anzustreben, da hiermit die Bedingungen aus Gleichung [1] erfüllt werden. In der Realität sind Produktionszeiträume von vielen anderen Faktoren abhängig und oft länger als die beschriebene Zeitdauer. Die Erntekosten pro Volumeneinheit als ein Einflussfaktor sind z. B. negativ mit dem Stammdurchmesser korreliert (die Ernte eines Kubikmeters dicken Holzes kostet weniger als die von dünnem Holz), was die Produktionszeit tendenziell verlängert. Der maximale dGZ ist auch davon abhängig, wie hoch die Entnahme von Holz aus dem Bestand durch Vornutzungen war. Nach Wenk et al. (1990) führen hohe Entnahmen zu geringerem maximalem dGZ, der zudem früher kulminiert (was wiederum kürzere Produktionszeiten bedingen kann). Werden durch die Berücksichtigung von Substitutionseffekten die Vornutzungen stärker gewichtet führt dies zu einer Erhöhung der Entnahmen und zu einem Rückgang der GWL. Bei näherer Betrachtung der Ansätze aus (Fürstenau et al. eingereicht), dort Abbildung 3, fällt auch auf, dass die hinsichtlich der Substitutionseffekte am Besten abschneidende Managementvariante diejenige mit den geringsten Produktionszeiträumen und den schärfsten Durchforstungen ist, während die Variante mit den längsten Umtriebszeiten die höchste Speicherung bewirkt. Eine Verkürzung der Umtriebszeit geht mit einer Verringerung der Holzvorräte im Wald einher und wird – obwohl unter Klimaschutzgesichtspunkten vielleicht positiv – durch im Rahmen des Berichtswesens für das KP negativ bewertet.

Die Berücksichtigung von Substitutionseffekten zeigt eindeutig die Überlegenheit der Option „Waldbewirtschaftung“ auf, das genaue Ausmaß ist jedoch nur durch weitere Analysen mit unterschiedlichen waldbaulichen Behandlungsmodellen, d. h. verschiedenen Baumarten- und Altersmischungen, Stammzahlen pro Hektar, Durchforstungsansätzen oder Produktionszeiten zu bestimmen. Derzeit wird durch die in Kapitel III.2 dargelegten Rahmenbedingungen die Wahl der Umtriebszeit nach finanziellen Erwägungen gefördert, mit dem Risiko, dass diese unter die klima-optimale Dauer absinkt. Weitere Studien zu diesem Themenkomplex – unter Einbeziehung betriebswirtschaftlicher Modelle und Methoden – sind notwendig. Für entsprechende Studien stehen mit den in Kapitel III.1 erarbeiteten Methoden Hilfsmittel für die Bearbeitung der bisher in der forstlichen Ertragskunde weniger beachteten Biomasseleistung zur Verfügung. Es ist damit leichter und präziser möglich, z. B. passende Zersetzungskonstanten oder Biomassegleichungen aufzufinden und Fehler in diesem Bereich einer Vergleichsanalyse zu minimieren. Stark abweichende Zersetzungsraten können sonst z. B. – wie oben gezeigt wurde – die Zersetzung von Holz im Wald deutlich anders als eine C-Freisetzung durch die Produktkette erscheinen lassen und so die Ergebnisse verfälschen.

Vergleich Energieholzplantage – Aufforstung

Die Biomasseproduktion (Kohlenstoffspeicherung) in einer Energieholzplantage unterscheidet sich deutlich von der in einer Aufforstungsfläche, wie am Beispiel der in III.3 verwendeten Bodentypen unter Verwendung der Klimadaten für den Raum Baruth gezeigt werden kann (Tabelle 2). Die Berechnungen umfassen nur die ersten 20 Jahre des Bestandeslebens und nur im Falle der Kurzumtriebsbestände sind Substitutionseffekte berücksichtigt, da in einer herkömmlichen Aufforstung nennenswerte Eingriffe mit möglichen Biomassenutzungen erst nach dem Alter 20 stattfinden (z. B. Landesforstverwaltung Brandenburg 2004, Röhrig & Gussone 1990).

Die Berücksichtigung der Bodenkohlenstoffspeicherung zeigt, dass eine Anlage von Energieholzplantagen oder eine Aufforstung auf Niedermoorstandorten oder anderen, sehr kohlenstoffreichen Böden unter Klimaschutzgesichtspunkten negativ sein kann da die Freisetzung von Kohlenstoff aus dem Boden durch den Zuwachs zumindest im betrachteten Zeitraum nicht kompensiert werden kann. Hierbei ist jedoch zu bedenken, dass für die Parametrisierung von landwirtschaftlichen Böden, wie sie hier unterstellt werden, keine hinreichenden Erfahrungen mit 4C vorlagen und das Modell deswegen die Umsätze im Boden zu hoch annehmen kann, da es in seiner Grundstruktur auf Waldböden abgestimmt ist. Diese enthalten in der Regel mehr C als landwirtschaftliche Böden (Evers 2001, Hooker & Compton 2003, Rinklebe & Makeschin 2003, Stetter & Makeschin 1997).

Auch bei einer kompletten Betrachtung bleiben die beiden Aspen-Managementvarianten den Kiefernbeständen leicht überlegen. Alle drei Varianten speichern und substituieren mehr C als eine Eichenaufforstung. Die Kohlenstoffspeicherung der Kiefernbestände erfolgt jedoch zu einem größeren Teil als in den Laubholzbeständen im Auflagehumus und der Streu, was einen leicht mobilisierbaren Speicher darstellt (Feuer) und deshalb unter Klimaschutzgesichtspunkten risikobehaftet ist. Die Anlage von Schnellwuchsplantagen mit langen Produktionszeiten erscheint unter diesen Gesichtspunkten als die zielführendere Option. Wie o. a. wurden sie nicht mit den beiden Hochwald-Optionen verglichen, da bei der derzeitigen rechtlichen und ökonomischen Situation in Deutschland keine Umwandlung von Hochwald in Energieholzplantagen machbar erscheint. Analysen von Deckmyn et al. (2004) zeigen für Verhältnisse in den Oststaaten der USA jedoch bei Berücksichtigung von Substitutionseffekten eine vierfach höhere CO₂-Emissionsreduzierung durch Pappel-Energieholzplantagen als in standortsheimischem Laubmischwald.

Tabelle IV.2: Vergleich der Kohlenstoffspeicherung von Energieholzplantagen und Aufforstungen auf landwirtschaftlichen Flächen in Brandenburg (Modellrechnungen mit 4C, gleiche Standorte und gleiches Klima (Station: Baruth) angenommen).

| | | Kohlenstoffspeicherung (t C ha ⁻¹ J ⁻¹) | | | | | | | | | | |
|--------------------|-----------------------|--|--------------------------------|-----------------------|--------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|--------------|--------------|--------------|--|
| | | Energieholzplantage | | | | | Aufforstung | | | | | |
| Baumart | Aspe | | | | | | Eiche | Kiefer | | | | |
| Zeitdauer (Jahre): | 20 | 4 x 5 | mit energetischer Substitution | | | 20 | | | 20 | | | |
| Bodentyp | oberird. Boden Gesamt | oberirdisch | Boden Gesamt | oberird. Boden Gesamt | Boden Gesamt | oberird. Boden Gesamt | oberird. Boden Gesamt | oberird. Boden Gesamt | Boden Gesamt | Boden Gesamt | Boden Gesamt | |
| 6 | 4,65 - 18,8 -14,15 | 2,65 | 3,3 | -18,4 | -15,1 | 3,0 | -21,4 | -18,4 | 3,45 | -21,4 | -17,95 | |
| 12 | 4,3 0,2 4,5 | 2,55 | 3,2 | -0,1 | 3,1 | 2,65 | 0,6 | 3,25 | 3,05 | 1,4 | 4,45 | |
| 17 | 2,3 -0,9 1,2 | 0,9 | 1,1 | -1,3 | -0,2 | 1,15 | -1,3 | -0,15 | 1,75 | -0,8 | 0,95 | |
| 26 | 5,5 2,0 7,5 | 3,8 | 4,8 | 1,3 | 6,1 | 3,55 | 1,8 | 5,35 | 3,65 | 3,2 | 6,85 | |
| 27 | 5,2 1,6 6,8 | 3,45 | 4,3 | 1,1 | 5,4 | 3,4 | 1,5 | 4,9 | 3,45 | 2,8 | 6,25 | |
| 31 | 2,75 0,4 3,15 | 1,4 | 1,8 | 0,2 | 2,0 | 1,65 | 0,5 | 2,15 | 1,9 | 1,2 | 3,1 | |
| Durchschnitt: | 4,1 0,6* 4,7* | 2,45* | 3,1 | 0,2* | 3,3* | 2,55 | 0,6* | 3,15* | 2,85 | 1,5* | 4,35* | |

*: ohne Bodentyp 6 (Niedermoor)

V Zusammenfassung

Wälder haben im Bezug zum Klimawandel mehrere Rollen: Sie sind Kohlenstoffspeicher, -senken, sowie Lieferanten von Holz als Rohstoff für die Kohlenstoffspeicher in Produkten und für Substitution fossiler Energieträger. Diese Rollen stehen in einem komplexen Beziehungsgeflecht zueinander. Unter Klimaschutzgesichtspunkten ist es wünschenswert, die Kohlenstoffbindung im Gesamtsystem aus Senken, Speichern und Substitution zu maximieren und zu entscheiden, welche Maßnahme an welchem Ort und unter welchen Rahmenbedingungen den größten positiven Effekt auf die CO₂-Bilanz hat.

Um die Speicherung in den verschiedenen Kompartimenten erfassen zu können müssen geeignete Inventurverfahren zur Verfügung stehen. Die IPCC – GPG benennen die Speicher und geben zum Teil Anforderungen an die zu erreichende Inventurgenauigkeit. Aus der klassischen Forsteinrichtung stehen genügend Methoden zur Verfügung, um das oberirdische Volumen sehr genau zu erheben. Um den Anforderungen an ein umfassendes Kohlenstoffmonitoring genügen zu können, müssen diese Verfahren in den Bereichen Erfassung von Störungsfolgen, Totholzdynamik, Boden und der Berechnung von Gesamt-Kohlenstoffvorräten aus dem Holzvolumen ergänzt werden. Zusätzlich bietet sich an, Bewirtschaftungsmaßnahmen entsprechend zu erfassen, um ihre Auswirkung auf die Kohlenstoffdynamik ebenfalls feststellen zu können. Dies ist für die Berichterstattung zwischen Inventuren sowie für die Herausrechnung von nicht-menschenverursachter erhöhter Kohlenstoffspeicherung („*factoring out*“ im Sinne des KP) wünschenswert. Wenn Bewirtschaftungsmaßnahmen unterschieden werden können und ihre Auswirkungen auf C-Vorräte bestimmbar sind, ist eine Verifizierung erhöhter Speicherung auch z. B. für Projekte nach Art. 3.4 des KP durchführbar. Diese Arbeiten stecken jedoch noch in der Anfangsphase. Im Rahmen dieser Arbeit wurde die erste verfügbare qualitative Übersicht zu dieser Thematik erstellt. Weitere Arbeiten hierzu müssen folgen, erste – und große – Schritte sind aber auf der Basis vorhandener Versuchsflächendaten ohne großen zusätzlichen Erhebungsaufwand möglich.

Die Optimierung der Wald-Holz-Option wird durch die im Kyoto-Protokoll (und den zugehörigen Folgeabkommen) vereinbarten Regelungen erschwert, da einerseits zwischen Wald und Produkten eine Trennung besteht und andererseits die Maßnahmenverantwortlichem im Wald nicht direkt durch das KP angesprochen werden. Eingeschlagenes Holz wird im Wald als Emission betrachtet und dem entsprechenden Sektor zugerechnet, was jedoch keine Auswirkungen auf den Forstbetrieb hat. Dieser profitiert im Gegenteil derzeit von der durch die – auch von KP Regelungen beeinflussten – Holzpreise und erhöht die Nutzungen, was zu Vorratsabsenkungen im Wald führt. Ob diese Absenkungen durch die Substitutionseffekte des geernteten Holzes kompensiert werden ist derzeit noch nicht geklärt. Um die Trennung zwischen Wald und Produktpool aufzuweichen bietet es sich an, die Waldbesitzer am Emissionsrechtehandel teilhaben zu lassen, damit nicht nur die Ernte sondern auch der Ernteverzicht finanziell bewertbar sind. Derzeitige Regelungen in einigen Staaten und Regionen zu entsprechenden Systemen bestehen und können als Vorbild dienen. Auf die Situation in Deutschland zugeschnittene Regelungen sind denkbar, eine Verifizierung der Kohlenstoffspeicherung nach den

Ergebnissen aus Teil I der Arbeit möglich und die Transaktionskosten zumindest für große Betriebe oder Verbände tragbar. Das Problem ist derzeit die politische Durchsetzbarkeit dieses Ansatzes.

Sozio-ökonomische Szenarien zur künftigen Entwicklung der Landwirtschaft zeigen große Flächenpotentiale, die für die Nahrungs- und Futtermittelproduktion nicht mehr benötigt werden oder nicht mehr rentabel sein werden. Eine mögliche Nutzung in Zukunft sind Energieholzplantagen. Informationen zu möglichen Erträgen sind zur Zeit noch unzureichend und Analysen zur Nachhaltigkeit dieser Erträge unter Klimawandel sind nicht vorhanden. In dieser Arbeit wurde mit dem ökophysiologischen Waldwachstumsmodell 4C an Beispielsstandorten in Brandenburg das Wachstum von Energieholzplantagen unter derzeitigem Klima und unter verschiedenen regionalisierten Klimawandelszenarien bis 2055 simuliert. Ertragspotentiale liegen derzeit auf der Mehrzahl der Standorte im positiven Bereich, auf einigen Standorten ist jedoch nur begrenzt mit positiven Deckungsbeiträgen zu rechnen. Bis 2055 ist in allen Szenarien mit einem leichten Rückgang der Erträge und einer deutlicheren Verringerung der Grundwasserneubildung unter Energieholzplantagen zu rechnen. Die Unterschiede zwischen Standorten sind jedoch derzeit und unter zukünftig möglichem Klima stärker als klimabedingte Änderungen.

Bei der großflächigen Anlage von Energieholzplantagen können negative Auswirkungen auf die Biodiversität und andere Naturschutzbelange eintreten. Eine diese Effekte abmildernde Flächengestaltung, die trotzdem Erträge auf dem Niveau heutiger Vollerwerbslandwirtschaft erreicht, ist möglich.

Insgesamt lässt sich für die Optimierung der Wald-Holz-Option feststellen, dass eine Nicht-Nutzung bestehender Waldflächen unter Klimaschutzgesichtspunkten negativ ist. Der Substitutionseffekt geernteten Holzes beträgt zusätzliche ca. 70 Prozent Kohlenstoff, die in dieser Form in nicht bewirtschafteten Wäldern nicht zusätzlich gespeichert werden. Es ist davon auszugehen, dass sich durch die Berücksichtigung von Substitutionseffekten andere – wahrscheinlich kürzere – als die heute üblichen Produktionszeiten ergeben. Weitere, detailliertere Untersuchungen hierzu sind notwendig. Auf bisher waldfreien Flächen ist die Anlage von Energieholzplantagen positiver zu werten als eine normale Aufforstung.

VI Danksagung

Eine Dissertation soll eine Einzelleistung darstellen, ist jedoch ohne die Hilfe und Unterstützung anderer kaum möglich. Wolfgang Cramer hat meine Arbeit an der Universität Potsdam betreut, Franz Badeck die Anleitung und Betreuung am PIK übernommen. Sie und viele andere Kollegen haben mich durch Rat und Tat unterstützt und hatten ein offenes Ohr für meine An- und Nachfragen: Franz Badeck bei mancher Diskussion über Kyoto-Protokoll, Monitoring und Totholz, Petra Lasch und Felicitas Suckow bei allen 4C-bezogenen Fragen, Fred Hattermann, Tobias Conradt und Martin Gutsch zu den Themen Landschaftswasserhaushalt und Dissertation allgemein, Katrin Vohland bei Naturschutzfragen und Cornelia Fürstenau beim Thema Substitutionseffekte. Ylva Hauf half bei GIS-Analysen. Außerhalb des PIK haben M. Liesebach, G. v. Wühlisch und H. Wolf verschiedene bürokratische Hürden beseitigt und mich mit Daten zu Aspen versorgt. Ohne diese wäre Kapitel III deutlich kürzer ausgefallen. Viele andere Kollegen haben durch die Diskussionen auf Tagungen oder Kongressen geholfen, ohne dass ich jeden einzelnen Anstoß benennen kann. B. Kenter, R. Benndorf und H. Grünewald gehören auf jeden Fall zu diesem Zirkel. Ihnen allen danke ich herzlich für ihre Geduld, ihre Anregungen und Kommentare.

Meine Stelle wurde während der Zeit am PIK durch das EU-Projekt *CarboInvent* („Multi-source inventory methods for quantifying carbon stocks and stock changes in European forests“, Kontrakt-Nr. EVK2-2002-00157), das EU Interreg IIIC Project „RW“, Teilprojekt *TAFF* („Decision support tools for the assessment of future sustainable forestry and land restoration in water-limited regions“) sowie aus Mitteln der Bund-Länder-Vereinbarung *HWP* (2004- 2006, Projekt-Az.: 2597-04/334, 2004) finanziert.

Diese Arbeit hat sich über eine lange Zeit hingezogen, in der ich mich immer auf die Unterstützung durch meine Familie verlassen konnte – nicht nur bei Lektorendiensten. Danke dafür! Und ein ganz besonderer Dank an Claudia, die oft unter dieser Arbeit zu leiden hatte und mir doch in dieser Zeit die wichtigste Stütze war.

VII Literatur

- Aber, J. D., D. B. Botkin & J. M. Melillo (1978): Predicting Effects Of Different Harvesting Regimes On Forest Floor Dynamics In Northern Hardwoods. *Can. J. For. Res.* **8**(3): 306-315.
- Aber, J. D., D. B. Botkin & J. M. Melillo (1979): Predicting The Effects Of Different Harvesting Regimes On Productivity And Yield In Northern Hardwoods. *Can. J. For. Res.* **9**(1): 10-14.
- Albrecht, L. (1990): Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. München, Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten gemeinsam mit dem Lehrstuhl für Landschaftstechnik, Forstwissenschaftliche Fakultät der LMU München. 219 S.
- Albrecht, L. (1991): Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. *Forstw. Cbl.* **110**: 106 - 113.
- ALTERRA CGI (2005): Centre Geo Information, digital elevation map. Wageningen.
- Ammer, U. (1991): Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzforchung für die forstliche Praxis. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **110**: 149 - 157.
- Arthur, M. A., S. P. Hamburg & T. G. Siccamo (2001): Validating allometric estimates of aboveground living biomass and nutrient contents of a northern hardwood forest. *Can. J. For. Res.* **31**(1): 11-17.
- Assmann, E. (1970): The principles of forest yield study. Studies in the organic production, structure, increment and yield of forest stands., Pergamon Press. S.
- Badeck, F. W. & J. Rock (2004a): WP 5.1 - Review of state of knowledge regarding carbon dynamics after disturbances in European forests. CarboInvent project report, WP5-D5.1-PIK, PIK, Potsdam. 32 S.
<http://www.joanneum.ac.at/carboinvent/disturbances.php>
- Badeck, F. W. & J. Rock (2004b): WP 5.4 - Monitoring standards for detecting carbon sources after major disturbances. (first progress report). CarboInvent, first progress report, WP5-D5.4-PIK, PIK, Potsdam. 35 S.
<http://www.joanneum.ac.at/carboinvent/disturbances.php>
- Badeck, F. W. & J. Rock (2005a): Case study data on carbon losses covering 20 years after a storm disturbance in a temperate spruce forest. CarboInvent, final subproject report, WP5-D5.2-PIK, PIK, Potsdam. 29 S.
<http://www.joanneum.ac.at/carboinvent/disturbances.php>
- Badeck, F. W. & J. Rock (2005b): Documentation on the verifiability of carbon sinks through forest management activities. CarboInvent project report, PIK, Potsdam. 21 S. <http://www.joanneum.ac.at/carboinvent/disturbances.php>
- Badeck, F. W. & J. Rock (2005c): WP 5.4 - Monitoring standards for detecting carbon sources after major disturbances - Final report. CarboInvent, final subproject report, WP5-D5.4-PIK, PIK, Potsdam. 26 S.
<http://www.joanneum.ac.at/carboinvent/disturbances.php>
- Badeck, F. W., J. Rock & C. Fürstenau (2005a): Monitoring standards for detecting carbon sources following changes in forest management practices. CarboInvent, final subproject report, WP5-D5.5-PIK, PIK, Potsdam. 30 S.
<http://www.joanneum.ac.at/carboinvent/disturbances.php>
- Badeck, F. W., J. Rock & P. Lasch (2005b): State of knowledge regarding effects of forest management practices on ecosystem carbon storage and projected effects of changes in management practices. CarboInvent, final subproject report, WP5-D5.3-PIK, PIK, Potsdam. 39 S.
<http://www.joanneum.ac.at/carboinvent/disturbances.php>

- Baritz, R., P. Rovira, J. Romanya, M. Erlandson, E. van Ranst, D. Zirlewagen, R. Jandl, G. Seufert & M. Olsson (2005): Validated, representative soil carbon profiles under forest vegetation. Part I Final Report for Deliverable 3.1, D 3.1 - I, CarboInvent. 45 S.
- Bechtold, W. A., M. E. Mielke & S. J. Zarnoch (2002): Comparison of field methods and models to estimate mean crown diameter. *Northern Journal Of Applied Forestry* **19**(4): 177-182.
- Benbrahim, M., A. Gavaland & A. Cabanettes (2000): Generalized allometric regression to estimate biomass of *Populus* in short-rotation coppice. *Scandinavian Journal of Forest Research* **15**(2): 171-176.
- Beneke, C. (2002): Totholzsanfall in einem Buchenaltbestand im Nationalpark Hainich / Thüringen. Diplomarbeit, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg. 105 S.
- Bergh, J., M. Freeman, B. Sigurdsson, S. Kellomäki, K. Laitinen, S. Niinistö, H. Peltola & S. Linder (2003): Modelling the short-term effects of climate change on the productivity of selected tree species in Nordic countries. *For. Ecol. Manage.* **183**: 327-340.
- Bergh, J., S. Linder & J. Bergstrom (2005): Potential production of Norway spruce in Sweden. *For. Ecol. Manage.* **204**(1): 1-10.
- Bergmann, J.-H. (1996): Die Aspe - eine wenig beachtete, oft falsch eingesetzte Baumart. *AFZ / Der Wald.* 231 - 234.
- Berry, A. B. & W. M. Stiehl (1978): Effect Of Rotation Length On Productivity Of Aspen Sucker Stands. *Forestry Chronicle* **54**(5): 265-267.
- BGR (1998): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:100.000.000 (BÜK 1000). Hannover, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.
- Bilke, G. (2006): Moderne Holzwirtschaft - Sicherung der Holznutzung über das Jahr 2020 hinaus. *Technologieforum 2006.* Eberswalde.
- BKG (1998): Amtliche topographische Karten / Bundesrepublik Deutschland, Top 200. Frankfurt am Main, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie.
- Blanchette, R. A. (1995): Degradation Of The Lignocellulose Complex In Wood. *Canadian Journal Of Botany-Revue Canadienne De Botanique* **73**: S999-S1010.
- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2006): Die EU-Agrarreform - Umsetzung in Deutschland. 120 S.
<http://www.verbraucherministerium.de/landwirtschaft/ab-2001/ab01/textband/zusammen.htm> (03.12.2002)
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2006): Nationaler Allokationsplan (2008 - 2012) für die Bundesrepublik Deutschland. 62 S.
- BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft) (2001): Aufnahmeanweisung für die Bundeswaldinventur II. Bonn, 108 S.
- BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft) (2004a): Die zweite Bundeswaldinventur - BWI². Bonn, 89 S.
- BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft) (2004b): Konzept zur energetischen Nutzung von Biomasse. Bonn, 22 S.
<http://www.verbraucherministerium.de/landwirtschaft/ab-2001/ab01/textband/zusammen.htm> (03.12.2002)
- Boddy, L. (1983): Carbon dioxide release from decomposing wood: effect of water content and temperature. *Soil Biology & Biochemistry* **15**(5): 501 - 510.

- Boddy, L. (2001): Fungal community ecology and wood decomposition process in angiosperms: from standing tree to complete decay of coarse woody debris. *Ecological Bulletins* **49**: 43 - 56.
- Boddy, L. & M. J. Swift (1984): Wood decomposition in an abandoned beech and oak coppiced woodland in SE England. III: Decomposition and turnover of twigs and branches. *Holarctic Ecology* **7**(2): 229 - 238.
- Boelke, B. (2001a): Schnellwachsende Baumarten - Ergebnisse aus Mecklenburg-Vorpommern 1993 - 1999., Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei M-V, Institut für Acker- und Pflanzenbau, Gülzow. S. <http://www.landwirtschaft-mv.de/content/lfa/pflanzen/rohstoffe/baumarten.html>, 17.01.2006
- Boelke, B. (2001b): Untersuchungsergebnisse zum Anbau mehrjähriger Energiepflanzen als Festbrennstoff unter den Standortbedingungen in Mecklenburg-Vorpommern., Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei M-V, Institut für Acker- und Pflanzenbau, Gülzow. S. <http://www.landwirtschaft-mv.de/content/lfa/pflanzen/rohstoffe/energiepflanzen.html>, 17.01.2006
- Brodhage, G. & H. Weinreis (1999): Das sollingische Forstbereitungsprotokoll für die Ämter Uslar, Nienover, Lauenförde, Hardeggen und Erichsburg: 1735 – 1736. Holzminden, Mitzkat. 192 S.
- Brown, S. (2002): Measuring carbon in forests: current status and future challenges. *Environmental Pollution* **116**(3): 363-372.
- Bugmann, H. (1997): An efficient method for estimating the steady-state species composition of forest gap models. *Can. J. For. Res.* **27**: 551-556.
- Bundesregierung (2004): Verordnung über die Grundsätze der Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand (Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung - DirektZahlVerpflV). *Bundesgesetzblatt* **2004**(Teil I, Nr. 58): 2778 - 2784.
- Bungart, R. (1999): Erzeugung von Biomasse zur energetischen Nutzung durch den Anbau schnellwachsender Baumarten auf Kippensubstraten des Lausitzer Braunkohlereviere. Cottbus, Brandenburgische Technische Universität Cottbus. 161 S.
- Burschel, P., E. Kürsten & B. C. Larson (1993): Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt - Eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland. München, Forstwissenschaftliche Fakultät der Universität München & Bayerische Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt. 135 S.
- California Climate Action Registry (2005a): California Climate Action Registry Forest Protocols Overview. 5 S. http://www.climateregistry.org/docs/PROTOCOLS/Forestry/04.06.14_Final_Forest_Protocols_Board_Overview.pdf, 23.06.2006
- California Climate Action Registry (2005b): Forest Projects Protocol. 64 S. http://www.climateregistry.org/docs/PROTOCOLS/Forestry/Forest_Project_Protocol_10.21.04.pdf, 23.06.2006
- California Climate Action Registry (2005c): Forest Sector Protocol. 137 S. http://www.climateregistry.org/docs/PROTOCOLS/Forestry/Forest_Sector_Protocol_10.21.04.pdf, 23.06.2006
- Campbell, J. S., V. J. Lieffers & E. C. Pielou (1985): Regression equations for estimating single tree biomass of trembling aspen: assessing their applicability to more than one population. *For. Ecol. Manage.* **11**(4): 283-295.
- Cannell, M. G. R. (1996): Forests as carbon sinks mitigating the greenhouse effect. *Commonwealth Forestry Review* **75**: 92-99.

- Chen, W., J. M. Chen, D. T. Price, J. Cihlar & J. Liu (2000): Carbon offset potentials of four alternative forest management strategies in Canada: a simulation study. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* **5**: 143 - 169.
- Christensen, O. (1977): Estimation of standing crop and turnover of dead wood in a Danish oak forest. *Oikos* **28**: 177 - 186.
- Cline, S. P., P. Sollins, T. Verhoeven & K. Cromack, Jr. (1981): Comparative decomposition of coarse woody debris in western Oregon: Snags, fallen boles, stumps, and roots. *Bull. Ecol. Soc. Am.*: 113.
- Coleman, M. D., J. G. Isebrands, D. N. Tolsted & V. R. Tolbert (2004): Comparing Soil Carbon of Short Rotation Poplar Plantations with Agricultural Crops and Woodlots in North Central United States. *Environmental Management* **33**(Supplement 1): 299 - 308.
- Cooper, F. C. (1983): Carbon storage in managed forests. *Canadian Journal of Forest Research* **13**: 155 - 166.
- Covington, W. W. (1981): Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods. *Ecology* **62**(1): 41-48.
- Currie, W. S. & K. J. Nadelhoffer (2002): The imprint of land-use history: Patterns of carbon and nitrogen in downed woody debris at the Harvard Forest. *Ecosystems* **5**(5): 446-460.
- De Vries, B. W. L. & T. W. Kuyper (1988): Effect Of Vegetation Type On Decomposition Rates Of Wood In Drenthe, The Netherlands. *Acta Botanica Neerlandica* **37**(2): 307-312.
- de Wit, H. A. & S. Kvindesland (1999): Carbon stocks in Norwegian forest soils and effects of forest management on carbon storage., Supplement 14. S.
- Deckmyn, G., B. Muys, J. G. Quijano & R. Ceulemans (2004): Carbon sequestration following afforestation of agricultural soils: comparing oak/beech forest to short-rotation poplar coppice combining a process and a carbon accounting model. *Global Change Biology* **10**(9): 1482-1491.
- Detsch, R., M. Kölbl & U. Schulz (1994): Totholz - vielseitiger Lebensraum in naturnahen Wäldern. *AFZ / Der Wald* (11): 586 - 591.
- Deutscher Bundestag (2006): Agrarpolitischer Bericht 2006 der Bundesregierung. Drucksache 161 / 640: 168 S.
- Dieter, M. & P. Elsasser (2002): Quantification and monetary valuation of carbon storage in the forests of Germany in the framework of national accounting. Working Paper, 2002 / 8, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Hamburg. 64 S.
- Dieter, M. & P. Elsasser (2004): Wirtschaftlichkeit und Wettbewerbschancen von Wald-Senkenprojekten in Deutschland. Arbeitsbericht, 2004 / 11, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Institut für Ökonomie, Hamburg. 38 S.
- Dietz, P. (1975): Dichte und Rindengehalt von Industrieholz. *Holz als Roh- und Werkstoff* **33**: 135 - 141.
- Dimitri, L. (1993): Einsatz schnellwachsender Baumarten im Kurzumtrieb zur Energiegewinnung. in: Flaig, H. & H. Mohr (Hrsg.) (1993): *Energie aus Biomasse - eine Chance für die Landwirtschaft*. Berlin, Heidelberg, New York, Springer. S. 148- 169.
- Dölle, H. H. (1993): Stellungnahme des Landesnaturschutzverbandes Baden-Württemberg zu "Energie aus Biomasse - eine Chance für die Landwirtschaft?" in: Flaig, H. & H. Mohr (Hrsg.) (1993): *Energie aus Biomasse - eine Chance für die Landwirtschaft*. Berlin, Heidelberg, New York, Springer. S. 19 - 23.

- Doyle, U., K. Vohland, J. Rock, K. Schümann & M. Ristow (2007): Nachwachsende Rohstoffe – eine Einschätzung aus Sicht des Naturschutzes. *Natur und Landschaft* 12: 529 - 535.
- Ecke, F., O. Löfgren, B. Hörnfeldt, U. Eklund, P. Ericsson & D. Sörlin (2001): Abundance and diversity of small mammals in relation to structural habitat factors. *Ecological Bulletins* 49: 165 - 171.
- Edmonds, R. L. & J. L. Marra (1999): Decomposition of woody material: nutrient dynamics, invertebrate / fungi relationships, and management in Northwest forests. *Proceedings: Pacific Northwest forest & rangeland soil organism symposium*: 68 - 79.
- Eggers, T. (2001): The impact of manufacturing and utilisation of wood products on the European carbon budget. M. Sc., Faculty of Forest Sciences and Forest Ecology, Georg-August-University, Göttingen. 81 S.
- Erdmann, M. & H. Wilke (1997): Quantitative und qualitative Totholzerfassung in Buchenwirtschaftswäldern. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 116(1): 16-28.
- Erickson, H. E., R. L. Edmonds & C. E. Peterson (1985): Decomposition of logging residues in Douglas-fir, western hemlock, Pacific silver fir, and ponderosa pine ecosystems. *Can. J. For. Res.* 15: 914 - 921.
- Ericsson, E. (2003): Carbon accumulation and fossil fuel substitution during different rotation scenarios. *Scandinavian Journal of Forest Research* 18(3): 269-278.
- Eriksson, E. (2006): Thinning operations and their impact on biomass production in stands of Norway spruce and Scots pine. *Biomass and Bioenergy* 30: 848-854.
- Europäische Gemeinschaft (1979): Richtlinie des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (EU-Vogelschutzrichtlinie). 79/409/EWG. 25 S.
- Europäische Gemeinschaft (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (FFH-Richtlinie). Richtlinie 92/43/EWG // CONSLEG: 1992L0043 — 01/05/2004, EU. 59 S.
- Europäische Kommission (1999): Verordnung (EG) Nr. 2461 / 1999 der Kommission vom 19. November 1999 mit Durchführungsbestimmungen zur Verordnung (EG) Nr. 1251 / 1999 des Rates in bezug auf die Nutzung stillgelegter Flächen für die Erzeugung von Ausgangserzeugnissen, die in der Gemeinschaft zur Herstellung von nicht unmittelbar zu Lebens- oder Futtermittelzwecken bestimmten Erzeugnissen dienen. (konsolidierter Text). CONSLEG L 299(CONSLEG 1999R2461 - 01/03/2002): 23.
- Europäische Kommission (2004): Verordnung (EG) Nr. 1973 / 2004 der Kommission vom 29. Oktober 2004 mit Durchführungsbestimmungen zu der Verordnung (EG) Nr. 1782 / 2003 des Rates hinsichtlich der Stützungsregelungen nach Titel IV und IVa der Verordnung und der Verwendung von Stilllegungsflächen für die Erzeugung von Rohstoffen. *Amtsblatt der Europäischen Union* L 345: 1 - 84.
- Europäische Kommission (2005): Verordnung (EG) Nr. 1701 / 2005 der Kommission vom 18. Oktober 2005 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 765 / 2004 mit Durchführungsbestimmungen zur Betriebsprämienregelung gemäß der Verordnung (EG) Nr. 1782 / 2003 des Rates mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe. *Amtsblatt der Europäischen Union* L 273: 6 - 8.
- Europäische Union (2003): Verordnung (EG) Nr. 1782 / 2003 des Rates vom 29. September 2003 mit gemeinsamen Regeln für die Direktzahlungen im Rahmen der der Gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen

- für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe und zur Änderung der Verordnungen (EWG) Nr. 2019/93, (EG) Nr. 1452/2001, (EG) Nr. 1453/2001, (EG) Nr. 1454/2001, (EG) Nr. 1868/94, (EG) Nr. 1251/1999, (EG) Nr. 1254/1999, (EG) Nr. 1673/2000, (EWG) Nr. 2358/71 und (EG) Nr. 2592/2001. Amtsblatt der Europäischen Union **L 270**: 1 - 69.
- European Commission (1997a): Study on European forest information and communication system. Reports on forestry inventory and survey systems. Vol. 1. European Commission, Luxembourg. 673 S.
- European Commission (1997b): Study on European forest information and communication system. Reports on forestry inventory and survey systems. Vol. 2. European Commission, Luxembourg. 653 S.
- European Commission (2003): Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council of 13 October 2003 establishing a scheme for greenhouse gas emission allowance trading within the Community and amending Council Directive 96/61/EC. Official Journal of the European Union **L 275**: 32 - 46.
- European Parliament (2004): DIRECTIVE 2004/101/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 27 October 2004 amending Directive 2003/87/EC establishing a scheme for greenhouse gas emission allowance trading within the Community, in respect of the Kyoto Protocol's project mechanisms. Official Journal of the European Union **L 338**: 18 - 23.
- Evers, J. (2001): Stoffhaushalt und Waldbautechnik bei Erstaufforstungen ehemals landwirtschaftlicher Nutzflächen. Recklinghausen, LÖBF. 241 S.
- Evert, F. (1985): Systems of equations for estimating oven-dry mass of 18 Canadian tree species. Chalk River, Petawawa National Forestry Institute. 50 S.
- Fahey, T. J., P. A. Stevens, M. Hornung & P. Rowland (1991): Decomposition And Nutrient Release From Logging Residue Following Conventional Harvest Of Sitka Spruce In North Wales. *Forestry* **64**(3): 289-301.
- FAO (1995): Forest resources assessment 1990., FAO Forestry Paper 124, FAO, Rom. 90 S.
- FAO (2007): Land use. in: FAO (Hrsg.) (2007): FAO statistical yearbook 2005 - 2006. Rom, FAO. **1**: S. 15 - 18.
- Fernandes, P. M. & H. S. Botelho (2003): A review of prescribed burning effectiveness in fire hazard reduction. *International Journal of Wildland Fire* **12**(2): 117-128.
- Fischer, A. (Hrsg.) (1998): Die Entwicklung von Wald-Biozönosen nach Sturmwurf. Umweltforschung in Baden-Württemberg. Landsberg, ecomed. 427 S.
- Flaig, H. & M. H. (1993): Energie aus Biomasse - eine Chance für die Landwirtschaft. Berlin, Heidelberg, New York, Springer. 376 S.
- FNR (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe) (2005): Basisdaten Bioenergie Deutschland. Stand: August 2005., FNR, Gülzow. 7 S.
- Forest Product Laboratory (1999): Wood handbook - wood as an engineering material. Madison, USDA Forest Service. 463 S.
- Fraser, E. C., V. J. Lieffers, S. M. Landhausser & B. R. Frey (2002): Soil nutrition and temperature as drivers of root suckering in trembling aspen. *Can. J. For. Res.* **32**(9): 1685-1691.
- Freeman, M., A.-S. Morén, M. Strömgren & S. Linder (2005): Climate Change Impacts on Forests in Europe: Biological Impact Mechanisms. in: Kellomäki, S. & S. Leinonen (Hrsg.) (2005): Management of European Forests under Changing Climatic Conditions. Joensuu, University of Joensuu, Faculty of Forestry. **163**: S. 46 - 115.

- Fridman, J. & M. Walheim (2000): Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *For. Ecol. Manage.* **131**(1-3): 23-36.
- Friedrich, A. (1999): Anbautechnische Untersuchungen in forstlichen Schnellwuchsplantagen und Demonstration des Leistungsvermögens schnellwachsender Baumarten. in: Hofmann, M. (Hrsg.) (1999): Modellvorhaben " Schnellwachsende Baumarten ". S. 19 - 150.
- Fritsche, U. R., G. Dehoust, W. Jenseit, K. Hünecke, L. Rausch, D. Schüler, K. Wiegmann, A. Heinz, M. Hiebel, M. Ising, S. Kabasci, C. Unger, D. Thrän, N. Fröhlich, F. Scholwin, G. Reinhardt, S. Gärtner, A. Patyk, F. Baut, U. Bemmann, B. Groß, M. Heib, C. Ziegler, M. Flake, M. Schmehl & S. Simon (2004): Stoffstromanalyse zur nachhaltigen Nutzung von Biomasse., Öko-Institut. 264 S.
- Frivold, L. H. & T. Kolström (1999): Yield and treatment of mixed stands of boreal tree species in Fennoscandia. in: Olsthoorn, A. F. M., H. H. Bartelink, J. J. Gardiner, H. Pretzsch, H. J. Hekhuis & A. Franc (Hrsg.) (1999): Management of mixed species forest: silviculture and economics. Wageningen, IBN Scientific Contributions. S. 37-45.
- Fürstenau, C., F. W. Badeck, P. Lasch, M. J. Lexer, M. Lindner, P. Mohr & F. Suckow (2007): Multiple-use forest management in consideration of climate change and the interests of stakeholder groups. *European Journal Of Forest Research* **126**: 225 - 239.
- Fürstenau, C., F. W. Badeck, P. Lasch, J. Rock & P. J. Verkerk (eingereicht): Effect of material and energy substitution on the effective source/sink function of managed forests through the use of wood products. *Ann. For. Sci.*
- Galinski, W. (2005): "Kyoto" carbon budget for the deforestation (D) test site., D 8.4, CarboInvent, Graz. 39 S.
- Galinski, W. (2006): Multi-source inventory methods for quantifying carbon stock changes in European forests. - Final report to the EC. Executive summary., CarboInvent, Graz. 51 S.
- Gallus, G. (1988): Die künftige Rolle der Land- und Forstwirtschaft als Rohholzlieferant. in: Knauer, E. (Hrsg.) (1988): Holz als nachwachsender Rohstoff: Märkte, Innovationen, Zukunftschancen. Frankfurt (Main), Verlagsunion Agrar. **14**: S. 11 - 18.
- Gerstengarbe, F.-W., F. Badeck, F. Hattermann, V. Krysanova, W. Lahmer, P. Lasch, M. Stock, F. Suckow, F. Wechsung & P. C. Werner (2003): Studie zur klimatischen Entwicklung im Land Brandenburg bis 2055 und deren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die Forst- und Landwirtschaft sowie die Ableitung erster Perspektiven., PIK, Potsdam. 96 S.
- Gerstengarbe, F.-W. & P. C. Werner (2005): Simulationsergebnisse des regionalen Klimamodells STAR. in: Wechsung, F., A. Becker & P. Gräfe (Hrsg.) (2005): Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet. Berlin, Weißensee Verlag. **6**: S. 110 - 118.
- GGAS (Greenhouse Gas Abatement Scheme) (2006a): Abatement Certificate Providers - Carbon Sequestration - Forestry. 3 S.
<http://www.greenhousegas.nsw.gov.au/acp/forestry.asp>, 28.06.2006
- GGAS (Greenhouse Gas Abatement Scheme) (2006b): Introduction to the Greenhouse Gas Abatement Scheme (GGAS). 16 S.
<http://www.greenhousegas.nsw.gov.au/documents/Intro-GGAS.pdf>, 28.06.2006
- Government of Canada (2005a): Offset system for Greenhouse Gases. - Overview paper. 10 S.

- Government of Canada (2005b): Offset system for Greenhouse Gases. - Technical Background Paper. 42 S.
- Graham, R. L. & K. Cromack (1982): Mass, nutrient content, and decay rate of boles in rain forests of Olympic National Park. *Can. J. For. Res.* **12**: 511 - 521.
- Grundner, F. & A. Schwappach (1922): Massentafeln zur Bestimmung des Holzgehaltes stehender Waldbäume und Waldbestände. Berlin, Paul Parey. 126 S.
- Guo, L. B. & R. M. Gifford (2002): Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* **8**: 345 - 360.
- Güther, A. & W. Kraft (2006): Kurzumtriebsplantagen auf landwirtschaftlichen Flächen - Vereinbarkeit mit Naturschutz und Landschaftspflege. Diplomarbeit, Fakultät Architektur, Institut für Landschaftsarchitektur, Technische Universität Dresden, Dresden. 219 S.
- Harmon, M. & J. Harmon (2004): Coarse Woody Debris Global Database. Corvallis, OR. S.
- Harmon, M., J. Harmon & J. Rock (2005): Coarse Woody Debris Global Database - online version. Corvallis, OR and Potsdam, D. S.
- Harmon, M. E., J. F. Franklin, F. J. Swanson, P. Sollins, S. V. Gregory, J. D. Lattin, N. H. Anderson, S. P. Cline, N. G. Aumen, J. R. Sedell, G. W. Lienkaemper, J. Cromack, K. & K. W. Cummins (1986): Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* **15**: 133 - 302.
- Harmon, M. E., O. N. Krankina & J. Sexton (2000): Decomposition vectors: a new approach to estimating woody detritus decomposition dynamics. *Can. J. For. Res.* **30**(1): 76-84.
- Hartmann, K.-U. (2006): Biomassefunktionen als Grundlage zur Ertragsermittlung in Kurzumtriebsbeständen. in: Nagel, J. (Hrsg.) (2006): Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten - Beiträge zur Jahrestagung 2006 der Sektion Ertragskunde. S. 167 - 173.
- Hillmann, M. (n.d.): Vom Sponsoring zum Handel - der CO2-Emissionshandel und die Forstwirtschaft.
- Hoehn, H. F. & B. Solberg (1997): CO2-taxing, timber rotations, and market implications. *Critical Reviews In Environmental Science And Technology* **27**: S151-S162.
- Hoffmann, B. (1998): Photogrammetrische Kartierung des liegenden Totholzes mit Hilfe von schwarz-weiß Luftbildern. Diplom, Forstwissenschaftliche Fakultät, Göttingen, Göttingen. 59 S.
- Hofmann-Schielle, C., A. Jug, F. Makeschin & K. E. Rehfues (1999): Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. I. Site-growth relationships. *For. Ecol. Manage.* **121**(1-2): 41-55.
- Hofmann, M. (Hrsg.) (1999a): Modellvorhaben "Schnellwachsende Baumarten" - Zusammenfassender Abschlußbericht. Schnellwachsende Rohstoffe. Münster, Landwirtschaftsverlag. 476 S.
- Hofmann, M. (Hrsg.) (1999b): Modellvorhaben "Schnellwachsende Baumarten" - zusammenfassender Abschlussbericht. Münster, Landwirtschaftsverlag. 476 S.
- Hofmann, M. (2002): Anbau von Pappeln auf landwirtschaftlichen Stilllegungsflächen zur Erzeugung von Holzstoff für die Papierherstellung., Forschungsinstitut für schnellwachsende Baumarten, Hann. Münden. 23 S.
- Hofmann, M. (o. J.): Schnellwachsende Gehölze auf landwirtschaftlichen Stilllegungsflächen., Forschungsinstitut für schnellwachsende Baumarten, Hann. Münden. 7 S.

- Hooker, T. D. & J. E. Compton (2003): Forest ecosystem carbon and nitrogen accumulation during the first century after agricultural abandonment. *Ecological Applications* **13**(2): 299-313.
- Host, G. E. & D. A. Perala (2004): ASPEN - A circumboreal Growth and Yield Model for *Populus tremuloides* and *P. tremula*: User's Guide. 6 S.
www.d.umn.edu/~ghost/FMSASPEN.htm
- Houghton, R. A. (2001): Counting terrestrial sources and sinks of carbon. *Climatic Change* **48**(4): 525-534.
- House, J. I., I. C. Prentice, N. Ramankutty, R. A. Houghton & M. Heimann (2003): Reconciling apparent inconsistencies in estimates of terrestrial CO₂ sources and sinks. *Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology* **55**(2): 345-363.
- IPCC (1996): Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Reporting Instructions (Volume 1). S. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs4.htm>, 25.10.2006
- IPCC (2001): Climate Change 2001: Synthesis Report., Intergovernmental Panel on Climate Change. 34 S.
- IPCC (2003): Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry. Hayama, Institute for Global Environmental Strategies. 617 S.
- IPCC (2007): Climate change 2007: The Physical Science Basis. Summary for Policymakers. Intergovernmental Panel on Climate Change. 21 S.
- Ißleib, M. & A. Seliga (2006): Forst soll am Emissionsrecht handeln teilhaben. *Holz-Zentralblatt* **42**: 1219.
- Jacobson, S., M. Kukkola, E. Malkonen & B. Tveite (2000): Impact of whole-tree harvesting and compensatory fertilization on growth of coniferous thinning stands. *For. Ecol. Manage.* **129**(1-3): 41-51.
- Jalkanen, A., R. Mäkipää, G. Ståhl, A. Lehtonen & H. Petersson (2005): Estimation of the biomass stock of trees in Sweden: comparison of biomass equations and biomass expansion factors. *Annals of Forest Science* **62**(8): 845 - 851.
- Jandl, R., L. Vesterdal, M. Olsson, O. Bens, F. Badeck & J. Rock (2007): Carbon sequestration and forest management. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* **2**(17): doi: 10.1079/PAVSNNR20072017.
- Janisch, J. E. & M. E. Harmon (2002): Successional changes in live and dead wood carbon stores: implications for net ecosystem productivity. *Tree Physiology* **22**(2-3): 77-89.
- Janssens, I. A., A. Freibauer, P. Ciais, P. Smith, G. J. Nabuurs, G. Folberth, B. Schlamadinger, R. W. A. Hutjes, R. Ceulemans, E. D. Schulze, R. Valentini & A. J. Dolman (2003): Europe's terrestrial biosphere absorbs 7 to 12% of European anthropogenic CO₂ emissions. *Science* **300**(5625): 1538-1542.
- Janssens, I. A., A. Freibauer, B. Schlamadinger, R. Ceulemans, P. Ciais, A. J. Dolman, M. Heimann, G. J. Nabuurs, P. Smith, R. Valentini & E. D. Schulze (2005): The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale - a European case study. *Biogeosciences* **2**(1): 15-26.
- Johansson, T. (1999): Biomass equations for determining fractions of European aspen growing on abandoned farmland and some practical implications. *Biomass & Bioenergy* **17**(6): 471-480.
- Johansson, T. (2002): Increment and biomass in 26-to 91-year-old European aspen and some practical implications. *Biomass & Bioenergy* **23**(4): 245-255.
- Johnson, D. W. (1992): Effects of Forest Management On Soil Carbon Storage. *Water Air and Soil Pollution* **64**(1-2): 83-120.

- Johnson, D. W. & P. S. Curtis (2001): Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *For. Ecol. Manage.* **140**(2-3): 227-238.
- Johnstone, W. D. & E. B. Peterson (1980): Above-ground component weights in Alberta Populus stands. Edmonton, Canadian Forestry Service, Northern Forest Research Station. 18 S.
- Jones, R. J. A., R. Hiederer, E. Rusco, P. J. Loveland & L. Montanarella (2002): The map of organic carbon in topsoils in Europe: Version 1.2 - September 2003., No.72 S.P.I.04.72., Ispra. S.
- Jonsell, M., G. Nordlander & B. Ehnström (2001): Substrate associations of insects breeding in fruiting bodies of wood-decaying fungi. *Ecological Bulletins* **49**: 173 - 194.
- Jonsson, B. G., N. Kruys & T. Ranius (2005): Ecology of species living on dead wood - Lessons for dead wood management. *Silva Fennica* **39**(2): 289-309.
- Joosten, R. & A. Schulte (2002): Possible effects of altered growth behaviour of Norway spruce (*Picea abies*) on carbon accounting. *Climatic Change* **55**(1-2): 115-129.
- Joosten, R., J. Schumacher, C. Wirth & A. Schulte (2004): Evaluating tree carbon predictions for beech (*Fagus sylvatica* L.) in western Germany. *For. Ecol. Manage.* **189**(1-3): 87-96.
- Jug, A., C. Hofmann-Schielle, F. Makeschin & K. E. Rehfuss (1999a): Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. II. Nutritional status and bioelement export by harvested shoot axes. *For. Ecol. Manage.* **121**(1-2): 67-83.
- Jug, A., F. Makeschin, K. E. Rehfuss & C. Hofmann-Schielle (1999b): Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. III. Soil ecological effects. *For. Ecol. Manage.* **121**(1-2): 85-99.
- Kahl, T. (2003): Abbauraten von Fichtentotholz (*Picea abies* (L.) Karst.). M. Sc. thesis, Institut für Ökologie, Biologisch-Pharmazeutische Fakultät, Friedrich-Schiller-Universität, Jena. 98 S.
- Kaipainen, T., J. Liski, A. Pussinen & T. Karjalainen (2004): Managing carbon sinks by changing rotation length in European forests. *Environmental Science & Policy* **7**: 205-219.
- Kairiukstis, L. & A. Juodvalkis (2005): The theoretical fundamentals of forming of the most productive stands. *Baltic Forestry* **21**: 38-49.
- Kairiukstis, L., A. Juodvalkis, J. Jonikas & A. Barkauskas (1995): The Standards of Thinning's Aiming to Achieve the Maximal Increment in Stands., Lithuanian Forest Research Institute. 16 S.
- Karacic, A., T. Verwijst & M. Weih (2003): Above-ground woody biomass production of short-rotation populus plantations on agricultural land in Sweden. *Scandinavian Journal Of Forest Research* **18**(5): 427-437.
- Kärcher, R., J. Weber, R. Baritz, M. Förster & X. Song (1997): Aufnahme von Waldstrukturen. Freiburg i. Br., Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. 64 S.
- Karjalainen, L. & T. Kuuluvainen (2002): Amount and diversity of coarse woody debris within a boreal forest landscape dominated by *Pinus sylvestris* in Viennansalo wilderness, eastern Fennoscandia. *Silva Fennica* **36**(1): 147-167.
- Karjalainen, T., A. Pussinen, S. Kellomaki & R. Makipaa (1999): Scenarios for the carbon balance of Finnish forests and wood products. *Environmental Science & Policy* **2**: 165-175.

- Karjalainen, T., A. Pussinen, J. Liski, G. J. Nabuurs, M. Erhard, T. Eggers, M. Sonntag & G. M. J. Mohren (2002): An approach towards an estimate of the impact of forest management and climate change on the European forest sector carbon budget: Germany as a case study. *For. Ecol. Manage.* **162**(1): 87-103.
- Kauter, D. (2002): Biomasseerzeugung mit Pappeln und Aspen in Schnellwuchsplantagen: ein Überblick. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* **14**: 265 - 266.
- Kazimirov, N. I., R. M. Morozova & V. K. Kulikova (1978): Organic mass and nutrients stream of birch stand in the middle taiga., Nauka, Leningrad. S.
- Kelty, M. J. (2006): The role of species mixtures in plantation forestry. *For. Ecol. Manage.* **233**: 195-204.
- Kim, C. S., T. L. Sharik & M. F. Jurgensen (1996): Canopy cover effects on mass loss, and nitrogen and phosphorus dynamics from decomposing litter in oak and pine stands in northern Lower Michigan. *For. Ecol. Manage.* **80**(1-3): 13-20.
- Knigge, W. & H. Schulz (1966): Grundriss der Forstbenutzung. Hamburg, Berlin, Verlag Paul Parey. 584 S.
- Köhl, M. & B. Kenter (2005): Alternative Methods for combining different Data Sources for Carbon Budgets., CarboInvent Final Report of D 7.1, University of Hamburg, Department of Wood Science, Section World Forestry, Leuschnerstr. 91, D-21031 Hamburg, Hamburg. 20 S.
- Köhl, M., B. Kenter, T. Riedel & W. Stümer (2005): Error Budget and Study of Reliability of Carbon Budget Figures., CarboInvent Final Report of D 7.2, University of Hamburg, Department of Wood Science, Section World Forestry, Leuschnerstr. 91, D-21031 Hamburg, Hamburg. 54 S.
- Korpel, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. Stuttgart; Jena; New York, G. Fischer. 310 S.
- Korpel, S. (1997): Totholz in Naturwäldern und Konsequenzen für Naturschutz und Forstwirtschaft. *Forst und Holz* **52**(21): 619 - 624.
- Korsmo, H. (1995): Weight Equations For Determining Biomass Fractions of Young Hardwoods From Natural Regenerated Stands. *Scandinavian Journal of Forest Research* **10**(4): 333-346.
- Kowalski, A. S., D. Loustau, P. Berbigier, G. Manca, V. Tedeschi, M. Borghetti, R. Valentini, P. Kolari, F. Berninger, U. Rannik, P. Hari, M. Rayment, M. Mencuccini, J. Moncrieff & J. Grace (2004): Paired comparisons of carbon exchange between undisturbed and regenerating stands in four managed forests in Europe. *Global Change Biology* **10**(10): 1707-1723.
- Kramer, H. (1988): Waldwachstumslehre. Hamburg, Berlin, Paul Parey. 374 S.
- Kramer, H. & A. Akça (1987): Leitfaden für Dendrometrie und Bestandesinventur. Frankfurt a. M., J. D. Sauerländer's Verlag. 287 S.
- Krankina, O. N. & M. E. Harmon (1994): The impact of intensive forest management on carbon stores in forest ecosystems. *World Resources Review* **6**(2): 161 - 177.
- Krankina, O. N. & M. E. Harmon (1995a): Comparison of carbon dynamics of two conifer forest regions: Northwestern Russia and the Pacific Northwest, USA. Comparison of carbon dynamics of two conifer forest regions: Northwestern Russia and the Pacific Northwest, USA., Corvallis. 34.
- Krankina, O. N. & M. E. Harmon (1995b): Dynamics of the Dead Wood Carbon Pool in Northwestern Russian Boreal Forests. *Water Air and Soil Pollution* **82**(1-2): 227-238.

- Krankina, O. N., M. E. Harmon, Y. A. Kukuev, R. F. Treyfeld, N. N. Kashpor, V. G. Kresnov, V. M. Skudin, N. A. Protasov, M. Yatskov, G. Spycher & E. D. Povorov (2002): Coarse woody debris in forest regions of Russia. *Can. J. For. Res.* **32**(5): 768-778.
- Kruys, N., B. G. Jonsson & G. Stahl (2002): A stage-based matrix model for decay-class dynamics of woody debris. *Ecological Applications* **12**(3): 773-781.
- Kurz, W. A., M. Apps, E. Banfield & G. Stinson (2002): Forest carbon accounting at the operational scale. *Forestry Chronicle* **78**(5): 672-679.
- Laiho, R. & C. E. Prescott (1999): The contribution of coarse woody debris to carbon, nitrogen, and phosphorus cycles in three Rocky Mountain coniferous forests. *Can. J. For. Res.* **29**: 1592-1603.
- Laiho, R. & C. E. Prescott (2004): Decay and nutrient dynamics of coarse woody debris in northern coniferous forests: a synthesis. *Can. J. For. Res.* **34**(4): 763-777.
- Lal, R. (2004): Carbon sequestration in dryland ecosystems. *Environmental Management* **33**: 528-544.
- Lamb, F. M. (1967): Aspen wood characteristics, properties, and uses: a review of recent literature. St. Paul, USDA Forest Service, North Central Forest Experiment Station. 15 S.
- Landesforstverwaltung Brandenburg (2004): Waldbau-Richtlinie 2004 - „Grüner Ordner“ - der Landesforstverwaltung Brandenburg. Potsdam, Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg. 143 S.
- Landesforstverwaltung NRW (Hrsg.) (1997): Testlauf zur Landeswaldinventur - Konzeption, Verfahrenstest, Ergebnisse. Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf, LFV NRW. 134 S.
- Landgraf, D. & L. Böcker (2007): Stockausschlagpotenzial von Aspe und Robinie. *AFZ / Der Wald* **2**: 80 - 83.
- Lasch, P., F. W. Badeck, M. Lindner & F. Suckow (2002): Sensitivity of simulated forest growth to changes in climate and atmospheric CO₂. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **121**: 155 - 171.
- Lasch, P., F. W. Badeck, F. Suckow, M. Lindner & P. Mohr (2005): Model-based analysis of management alternatives at stand and regional level in Brandenburg (Germany). *For. Ecol. Manage.* **207**(1-2): 59-74.
- Lehtonen, A., R. Makipaa, J. Heikkinen, R. Sievanen & J. Liski (2004): Biomass expansion factors (BEFs) for Scots pine, Norway spruce and birch according to stand age for boreal forests. *For. Ecol. Manage.* **188**(1-3): 211-224.
- Leuba, D. Y. (1996): Totholz - quantitativ erfasst. *Wald und Holz* (5): 8 - 10.
- Liesebach, M., G. v. Wühlisch & H.-J. Muhs (1999a): Aspen for short-rotation coppice plantations on agricultural sites in Germany: Effects of spacing and rotation time on growth and biomass production of aspen progenies. *For. Ecol. Manage.* **121**(1-2): 25-39.
- Liesebach, M., G. v. Wühlisch & H.-J. Muhs (2000): Überlegenheit von Aspen-Arthybriden bei der Biomasseproduktion im Kurzumtrieb. *Die Holzzucht*: 11 - 18.
- Liesebach, M., G. v. Wühlisch & H.-J. Muhs (1997): Eignung der Baumart Aspe und Prüfung von Aspenhybriden für die Biomasseerzeugung in Kurzumtriebsplantagen., Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Hamburg. 109 S.
- Liesebach, M., G. v. Wühlisch & H.-J. Muhs (1999b): Eignung der Baumart Aspe und Prüfung von Aspenhybriden für die Biomasseerzeugung in Kurzumtriebsplan-

- tagen. in: Hofmann, M. (Hrsg.) (1999b): Modellvorhaben " Schnellwachsende Baumarten ". S. 240 - 313.
- Liski, J., A. V. Korotkov, C. F. L. Prins, T. Karjalainen, D. G. Victor & P. E. Kauppi (2003): Increased carbon sink in temperate and boreal forests. *Climatic Change* **61**(1-2): 89-99.
- Liski, J., A. Pussinen, K. Pingoud, R. MskipSs & T. Karjalainen (2001): Which rotation length is favourable to carbon sequestration? *Can. J. For. Res.* **31**(11): 2004-2013.
- Lundborg, A. (1997): Reducing the nitrogen load: Whole-tree harvesting - A literature review. *Ambio* **26**: 387-393.
- LWF (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft) (2004): Exkursionsführer: Energiewald-Versuchsfläche Coburg. 12 S.
- MacDicken, K. G. (1997): A guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry projects., Winrock Int. 87 S.
- Mackensen, J. & J. Bauhus (1999): The decay of coarse woody debris. National Carbon Accounting System Technical Report, 6, Australian Greenhouse Office, Canberra. 41 S.
- Makeschin, F. (1994): Effects Of Energy Forestry On Soils. *Biomass & Bioenergy* **6**(1-2): 63-79.
- Makeschin, F. & K. E. Rehfuess (1994): Standorts- und ernährungkundliche Untersuchungen zur Nutzung landwirtschaftlicher Flächen für die Erzeugung von Biomasse mit schnellwachsenden Baumarten., München. 155 S.
- Mäkipää, R., T. Karjalainen, A. Pussinen & S. Kellomäki (1999): Effects of climate change and nitrogen deposition on the carbon sequestration of a forest ecosystem in the boreal zone. *Canadian Journal of Forest Research* **29**: 1490-1501.
- Mandre, M. (2002): Relationships between lignin and nutrients in *Picea abies* L. under alkaline air pollution. *Water Air and Soil Pollution* **133**: 361-377.
- Maser, C., R. G. Anderson, J. Cromack, K., J. T. Williams & R. E. Martin (1979): Dead and down woody material. in: Thomas, J. W. (Hrsg.) (1979): *Wildlife Habitats in managed forests - the Blue Mountains of Oregon and Washington*. Washington, DC, USDA Forest Service. **553**: S. 78 - 95.
- McNulty, S. G. (2002): Hurricane impacts on US forest carbon sequestration. *Environmental Pollution* **116**: S17-S24.
- Means, J. E., K. C. Jr. & P. C. MacMillan (1985): Comparison of decomposition models using wood density of Douglas-fir logs. *Can. J. For. Res.* **15**: 1092 - 1098.
- Meyer, P. (1995): Untersuchungen waldkundlicher Entwicklungstendenzen und methodischer Fragestellungen in Buchen- und Buchenmischbeständen niedersächsischer Naturwaldreservate (NWR). Göttingen, Cuvillier. 298 S.
- Meyer, P. (1999): Totholzuntersuchungen in nordwestdeutschen Naturwäldern: Methodik und erste Ergebnisse. *Forstw. Cbl.* **118**: 167-180.
- Meyer, P., N. Bartsch & B. Wolff (2003): Methoden der Totholzerfassung im Wald., Merkblatt AG Naturwaldforschung. 20 S.
- Michaelowa, A., M. Stronzik, F. Eckermann & A. Hunt (2003): Transaction costs of the Kyoto Mechanisms. *Climate Policy* **3**(3): 261-278.
- Mielikäinen, K. (1985): Effect of an admixture of birch on the structure and development of Norway Spruce Stands. (Koivusekoitutuksen Vaikutus Kuusikon Rakenteeseen ja Kehitykseen). [In Finnish]. *Commun Inst For Fenn* **133**: 1-79.
- Mohr diek, O. (1977): Hybrid Aspen für forstliche Grenzertragsböden. *Forstarchiv* **48**: 158 - 163.

- Mrosek, T., U. Kies & A. Schulte (2005): Clusterstudie Forst und Holz Deutschland 2005. Holz-Zentralblatt (84).
- Muhs, H.-J., G. v. Wühlisch & M. Liesebach (1994): Nutzung landwirtschaftlicher Flächen zur Biomasseerzeugung mit schnellwachsenden Baumarten - Erfahrungen mit der Baumart Aspe., Großhansdorf. 60 S.
- Müller-Using, S. & N. Bartsch (2003): Totholzodynamik eines Buchenbestandes (*Fagus sylvatica* L.) im Solling. Allg. Forst- u. J.-Ztg. **174**(7): 122 - 130.
- Nabuurs, G. J. & M. J. Schelhaas (2003): Spatial distribution of whole-tree, carbon stocks and fluxes across the forests of Europe: where are the options for bio-energy? *Biomass & Bioenergy* **24**(4-5): 311-320.
- Nabuurs, G. J., M. J. Schelhaas, G. M. J. Mohren & C. B. Field (2003): Temporal evolution of the European forest sector carbon sink from 1950 to 1999. *Global Change Biology* **9**(2): 152-160.
- Nabuurs, G. J., E. Thürig, N. Heidema, K. Armolaitis, P. Biber, E. Cienciala, E. Kaufmann, R. Mäkipää, P. Nilson, R. Petritsch, T. Pristova, J. Rock, M. J. Schelhaas, R. Sievanen, Z. Somogyi & P. Vallet (in review): The hotspots of the European forests carbon cycle. *For. Ecol. Manage.*
- Næsset, E. (1999): Decomposition rate constants of *Picea abies* logs in southeastern Norway. *Can. J. For. Res.* **29**(3): 372-381.
- Nagel, J. (1999): Volumenermittlung von stehendem und liegendem Totholz. in: (Hrsg.) (1999): Buchennaturwald-Reservate. **4**: S. 311 - 314.
- Nitsch, J., W. Krewitt, M. Nast, P. Viebahn, S. Gärtner, M. Pehnt, G. Reinhardt, R. Schmidt, A. Uihlein, C. Barthel, M. Fishedick & F. Merten (2004): Ökologisch optimierter Ausbau der Nutzung erneuerbarer Energien in Deutschland (Kurzfassung). Stuttgart, Heidelberg, Wuppertal. 46 S.
- Norden, B., M. Ryberg, F. Gotmark & B. Olausson (2004): Relative importance of coarse and fine woody debris for the diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaf forests. *Biological Conservation* **117**(1): 1-10.
- Olsson, B. A. (1999): Effects of biomass removal in thinnings and compensatory fertilization on exchangeable base cation pools in acid forest soils. *For. Ecol. Manage.* **122**: 29-39.
- Parliament of NSW (2003): Greenhouse Gas Benchmark Rule (Carbon Sequestration) No. 5 of 2003., Minister for Energy and Utilities, New South Wales. 7 S. <http://www.greenhousegas.nsw.gov.au/documents/Rule-CS-Oct03.pdf>, 28.06.2006
- Pastor, J., J. D. Aber & J. M. Melillo (1984): Biomass Prediction Using Generalized Allometric Regressions for Some Northeast Tree Species. *For. Ecol. Manage.* **7**(4): 265-274.
- Paul, K. I., P. J. Polglase, J. G. Nyakuengama & P. K. Khanna (2002): Change in soil carbon following afforestation. *For. Ecol. Manage.* **168**(1-3): 241-257.
- Perala, D. A. (1979): Regeneration and productivity of aspen grown on repeated short rotations. St. Paul, USDA Forest Service, North Central Forest Experiment Station. 8 S.
- Perala, D. A., G. E. Host, J. K. Jordan & C. J. Ciesewski (1996): A multiproduct growth and yield model for the circumboreal aspens. *Northern Journal of Applied Forestry.* **13**(4): 164 - 170.
- Perala, D. A., R. A. Leary & C. J. Cieszewski (1995): Stockability, Growth, and Yield of the Circumboreal Aspens (*Populus tremuloides* Michx., *P. tremula* L.). USDA Forest Service North Central Forest Experiment Station. 24 S.
- Person, R. A., A. R. Hallgren & J. W. Hubbard (1971): Yields from short-rotation aspen suckers. Minnesota Forestry Research Notes, 224, School of Forestry,

- Univ. of Minnesota, Division of Forestry, Minnesota Conservation Department & Forest Industries of Minnesota, St. Paul. 4 S.
- Pistorius, T. (2004): Von Senken und Speichern. *Politische Ökologie* **22**(89): 32 - 34.
- Polley, H., P. Hennig & F. Schwitzgebel (2004): Ergebnisse und Methoden der zweiten Bundeswaldinventur: Holzvorrat, Holzzuwachs und Holznutzung., BFH, Göttingen. 15 S.
- Post, W. M. & K. C. Kwon (2000): Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* **6**(3): 317-327.
- Prescott, C. E. (1997): Effects of clearcutting and alternative silvicultural systems on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a coastal montane coniferous forest. *For. Ecol. Manage.* **95**(3): 253-260.
- Prescott, C. E. & R. Laiho (2002): The nutritional significance of coarse woody debris in three Rocky Mountain coniferous forests. in: Laudenslayer, W. F., Jr., P. J. Shea, B. E. Valentine, C. P. Weatherspoon & T. E. Lisle (Hrsg.) (2002): Proceedings of the symposium on the ecology and management of dead wood in western forests. Albany, CA, USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station. **PSW - GTR - 181**: S. 381 - 392.
- Prescott, C. E., L. M. Zabek, C. L. Staley & R. Kabzems (2000): Decomposition of broadleaf and needle litter in forests of British Columbia: influences of litter type, forest type, and litter mixtures. *Canadian Journal of Forest Research* **30**: 1742-1750.
- Pretzsch, H. (2001): Modellierung des Waldwachstums. Berlin, Parey Buchverlag. 341 S.
- Pretzsch, H. (2004): Gesetzmässigkeiten zwischen Bestandesdichte und Zuwachs. Lösungsansatz am Beispiel von Reinbeständen aus Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.). [In German]. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* **175**: 225-234.
- Pretzsch, H. (2005): Wachstum von Rein- und Mischbeständen bei veränderten Umweltbedingungen. *AFZ / Der Wald* (9): 465 - 468.
- Prévost, M. & D. Pothier (2003): Partial cuts in a trembling aspen-conifer stand: effects on microenvironmental conditions and regeneration dynamics. *Can. J. For. Res.* **33**(1): 1-15.
- Prietzl, U. (1994): Praxisorientiertes Verfahren zur Totholzaufnahme in Wirtschaftswäldern. *AFZ / Der Wald* (2): 96 - 98.
- Pristova, T. A. (2003): Biological nutrient cycle in mixed coniferous-deciduous stand in the middle taiga., Syktyvkar. S.
- Rademacher, C. & S. Winter (2003): Totholz im Buchen-Urwald: Generische Vorhersagen des Simulationsmodells BEFORE-CWD zur Menge, räumlichen Verteilung und Verfügbarkeit. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **122**(5): 337-357.
- Ramesohl, S., K. Arnold, M. Kaltschmitt, F. Scholwin, F. Hofmann, A. Plättner, M. Kalies, S. Lulies, G. Schröder, W. Althaus, W. Urban & F. Burmeister (2005): Analyse und Bewertung der Nutzungsmöglichkeiten von Biomasse. Bd. I: Gesamtergebnisse und Schlussfolgerungen. 73 S.
- Rauh, J. & M. Schmitt (1991): Methodik und Ergebnisse der Totholzforschung in Naturwaldreservaten. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **110**: 114 - 127.
- Richter, D. D., D. Markewitz, C. G. Wells, H. L. Allen, J. K. Dunscombe, K. Harrison, P. R. Heine, A. Stuanes, B. Urrego & G. Bonami (1995): Carbon cycling in a Loblolly pine forest: Implications for the Missing Carbon Sink and for the concept of soil. in: McFee, W. W. & J. M. Kelly (Hrsg.) (1995): Carbon Forms and Functions in Forest Soils. Madison, Soil Science Society of America, Inc.: S. 233 - 251.

- Rinklebe, J. & F. Makeschin (2003): Der Einfluss von Acker- und Waldnutzung auf Boden und Vegetation - ein Zeitvergleich nach 27 Jahren. *Forstwiss. Cbl.* **122**: 81 - 98.
- Rock, J. (2004): Zur Entwicklung der Astdurchmesser junger Eichen in Trupppflanzungsbeständen. *Forstarchiv* **75**: 143 - 149.
- Rock, J. (2005): Example for estimating decay constants for European tree species from literature sources. *CarboInvent D5.4 - App. II*, PIK, Potsdam. 13 S.
- Rock, J. (2007a): Ökologische Aufwertung von Energieholzplantagen - Möglichkeiten und Kosten. *Archiv f. Forstwesen u. Landsch.ökol.* **41**(2): 60 - 66.
- Rock, J. (2007b): Suitability of published biomass equations for aspen in Central Europe – results from a case study. *Biomass & Bioenergy* **31**(5): 299 - 307.
- Rock, J., F. W. Badeck & M. Harmon (in press): Estimating decay rates for European tree species from literature sources. *European Journal Of Forest Research*.
- Rock, J., K. J. Puettmann, H. A. Gockel & A. Schulte (2004): Spatial aspects of the influence of silver birch (*Betula pendula* L.) on growth and quality of young oaks (*Quercus* spp.) in central Germany. *Forestry* **77**(3): 235-247.
- Rock, J. & A. Schulte (2002): Aufforstungen als C-Senke und zur Holzenergienutzung im Blickwinkel der Biodiversitätskonvention. University of Applied Sciences Lippe & Höxter, Höxter. 30 S.
- Rode, M., C. Schneider, G. Ketelhake & D. Reißhauer (2005): Naturschutzverträgliche Erzeugung und Nutzung von Biomasse zur Wärme- und Stromgewinnung. Bonn, Bundesamt für Naturschutz. 183 S.
- Röhrig, E. & H. A. Gussone (1990): Waldbau auf ökologischer Grundlage. Bd. II: Baumartenwahl, Bestandesbegründung und Bestandespflege., Parey. 314 S.
- Rombold, J. (2003): A bibliography on carbon sequestration and biomass estimation., Winrock Int., Institute for Agricultural Development. 35 S.
- Romero, C., V. Ros & L. Daz-Balteiro (1998): Optimal forest rotation age when carbon captured is considered: theory and applications. *Journal Of The Operational Research Society* **49**(2): 121-131.
- Rouvinen, S., T. Kuuluvainen & L. Karjalainen (2002): Coarse woody debris in old *Pinus sylvestris* dominated forests along a geographic and human impact gradient in boreal Fennoscandia. *Can. J. For. Res.* **32**(12): 2184-2200.
- Ruark, G. A., G. L. Martin & J. G. Bockheim (1987): Comparison of constant and variable allometric ratios for estimating *Populus tremuloides* biomass. *Forest Science* **33**(2): 294 - 300.
- Rydberg, D. (2000): Initial sprouting, growth and mortality of European aspen and birch after selective coppicing in central Sweden. *For. Ecol. Manage.* **130**(1-3): 27-35.
- Rytter, L. & L. G. Stener (2005): Productivity and thinning effects in hybrid aspen (*Populus tremula* L. x *P-tremuloides* Michx.) stands in southern Sweden. *Forestry* **78**(3): 285-295.
- Saarsalmi, A. & E. Malkonen (2001): Forest fertilization research in Finland: A literature review. *Scandinavian Journal of Forest Research* **16**: 514-535.
- Sander, B. (2002): Post-fire structure and decomposition dynamics of coarse woody material in the western Canadian boreal forest. Ph. D., Faculty of Graduate Studies and Research, University of Alberta, Edmonton. 101 S.
- Schäfer, M. (2002): Zersetzung der sturmgeworfenen Buchenstämme. in: Willig, J. (Hrsg.) (2002): Naturwaldreservate in Hessen 8 - Weiherskopf. Natürliche Entwicklung von Wäldern nach Sturmwurf. Wiesbaden, J. D. Sauerländer's Verlag. **38**: S. 49 - 60.

- Schieler, K. & E. Hauk (2001): Instruktion für die Feldarbeit - Österreichische Waldinventur 2000/2002. Wien, Forstliche Bundesversuchsanstalt. 209 S.
- Schlaegel, B. E. (1971): Growth and yield of quaking aspen in north-central Minnesota. St. Paul, USDA Forest Service, North Central Forest Experiment Station. 11 S.
- Schlamadinger, B., N. Bird, S. Brown, J. Canadell, L. Ciccarese, B. Clabbers, M. Dutschke, J. Fiedler, A. Fischlin, P. Fearnside, C. Forner, A. Freibauer, P. Frumhoff, N. Hoehne, T. Johns, M. Kirschbaum, A. Labat, G. Marland, A. Michaelowa, L. Montanarella, P. Moutinho, D. Murdiyarso, N. Pena, K. Pin-goud, Z. Rakonczay, E. Rametsteiner, J. Rock, M. J. Sanz, U. Schneider, A. Shvidenko, M. Skutsch, P. Smith, Z. Somogyi, E. Trines, M. Ward & Y. Yamagata (2007): A synopsis of land use, land-use change and forestry (LULUCF) under the Kyoto Protocol and Marrakech Accords. *Environmental Science and Policy* **10**: 271 - 282.
- Schmid, K. (1994): Natürliche Bestandesentwicklung auf Dauerbeobachtungsflächen von Windwürfen im Nationalpark Bayerischer Wald - fünf Jahre nach der Erst-erhebung -. Diplom, Fakultät für Biologie, Ludwig-Maximilians-Universität, München. 97 + Anh. S.
- Schmid, S. (2005): Carbon budget of Swiss forests: Evaluation and application of process models for assessing the future impact of management and environmental change., Eidgenössische Technische Hochschule ETH, Zurich. S.
- Scholz, V., W. Beier, R. Ellerbrock, J. Hellebrand, A. Höhn, P. Kaulfuss, K. Krüger, M. Kühling & R. Pagel (1991): Umwelt- und technologiegerechter Anbau von Energiepflanzen., 1999 / 1, Institut für Agrartechnik Bornim e.V., Potsdam-Bornim. 140 S.
- Scholz, V. & R. Ellerbrock (2002): The growth productivity, and environmental impact of the cultivation of energy crops on sandy soil in Germany. *Biomass & Bioenergy* **23**(2): 81-92.
- Scholz, V., H. Hanff, P. Haschke, F. Hertwig, N. Krüger & M. Ott (1997): Perspektiven der energetischen Nutzung von Biomasse im Land Brandenburg., 1997 / 7, Institut für Agrartechnik Bornim e. V., Potsdam-Bornim. 81 S.
- Scholz, V. & A. Höhn (2002): Energy plants in comparison - test results on environmental-friendly cultivation on sandy soils. 12th European Biomass Conference "Biomass for Energy, Industry and Climate Protection", Amsterdam. 152 - 155.
- Schuck, A., J. Van Brusselen, R. Päivinen, T. Häme, P. Kennedy & S. Folving (2002): Compilation of a calibrated European forest map derived from NOAA-AVHRR data., Joensuu, Finland. S.
- Schulze, E.-D. (Hrsg.) (2000): Carbon and Nitrogen Cycling in European Forest Eco-systems. Ecological Studies. Heidelberg, Springer. 500 S.
- Schulze, E. D., C. Wirth & M. Heimann (2000): Climate change - managing forests after Kyoto. *Science* **289**(5487): 2058-2059.
- Seely, B., C. Welham & H. Kimmins (2002): Carbon sequestration in a boreal forest ecosystem: results from the ecosystem simulation model, FORECAST. *For. Ecol. Manage.* **169**(1-2): 123-135.
- Shorohova, E. V. & A. A. Shorohov (2001): Coarse woody debris dynamics and stores in a boreal virgin spruce forest. *Ecological Bulletins* **49**: 129 - 135.
- Siitonen, J., R. Penttilä & H. Kotiranta (2001): Coarse woody debris, polyporus fungi and saproxylic insects in an old-growth spruce forest in Vodlozero National Park, Russian Karelia. *Ecological Bulletins* **49**: 231 - 242.

- Sippola, A.-L., T. Lehevirta & P. Renvall (2001): Effects of selective logging on coarse woody debris and diversity of wood-decaying polypores in eastern Finland. *Ecological Bulletins* **49**: 243 - 254.
- Sippola, A. L., J. Siitonen & R. Kallio (1998): Amount and quality of coarse woody debris in natural and managed coniferous forests near the timberline in Finnish Lapland. *Scandinavian Journal Of Forest Research* **13**(2): 204-214.
- Smidt, M. F. & C. R. Blinn (2002): Harvest caused soil disturbance decreased suckering capacity of quaking aspen (*Populus tremuloides* Michx.) following growing season harvests in Minnesota, USA. *For. Ecol. Manage.* **163**(1-3): 309-317.
- Smith, J. E., L. S. Heath & J. C. Jenkins (2003a): Forest volume-to-biomass models and estimates of mass for live and dead trees of U.S. forests., GTR - NE - 298, USDA Forest Service, Northeastern Research Station, Newton Square. 57 S.
- Smith, J. E., L. S. Heath & J. C. Jenkins (2003b): Forest volume-to-biomass models and estimates of mass for live and standing dead trees of U.S. forests. Newton Square, USDA Forest Service, Northeastern Research Station. 57 S.
- Smith, P. (2004): How long before a change in soil organic carbon can be detected? *Global Change Biology* **10**(11): 1878-1883.
- Smith, W. B. & G. J. Brand (1983): Allometric biomass equations for 98 species of herbs, shrubs, and small trees. St. Paul, USDA Forest Service, North Central Forest Experiment Station. 8 S.
- Snorrason, A. & S. F. Einarsson (2004): Single tree biomass- and stem volume functions for eleven tree species used in icelandic forestry. COST E 21 final meeting, Dublin.
- Sprugel, D. G. (1983): Correcting for Bias in Log-Transformed Allometric Equations. *Ecology* **64**(1): 209-210.
- SPSS Inc. (2003): SPSS 11.5. Chicago.
- Standards Australia (2002): Interim Australian Standard - Carbon Accounting for Greenhouse sinks. Part 1: Afforestation and reforestation. (AS 4978.1(Int)-2002): 16.
- Sterba, H. (2003): Growth after biomass removal during precommercial thinning. in: Limbeck-Lilineau, B., T. Steinmüller & K. Stampfer (Hrsg.) (2003): *Austro2003: High Tech Forest Operations for Mountainous Terrain*, 5.- 9.10.2003, CD-Rom Proceedings. Schlägl, Austria. S. 9.
- Stetter, U. & F. Makeschin (1997): Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik vormals landwirtschaftlich genutzter Böden nach Erstaufforstung mit schnellwachsenden Baumarten. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* **85**(2): 1047 - 1050.
- Stevens, V. (1997): The ecological role of coarse woody debris: an overview of the ecological importance of CWD in BC forests. Victoria, BC Ministry of Forests. 30 S.
- Stiell, W. M. & A. B. Berry (1986): Productivity Of Short-Rotation Aspen Stands. *Forestry Chronicle* **62**(1): 10-15.
- Stöcker, G. (1998a): Totholztypen in Entwicklungsphasen naturnaher Fichtenwälder - Anwendungsbeispiele. *Beitr. Forstwirtschaft. u. Landsch.ökol.* **32**(2): 70 - 77.
- Stöcker, G. (1998b): Typisierung von Zerfallsstadien des stehenden Totholzes in Alters- und Zerfallsphasen naturnaher und urwaldartiger Fichten- und Kiefern-wäldern. *Beiträge Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* **32**(1): 1 - 6.
- Stöcker, G. (1999): Merkmale und Typisierung von liegendem Totholz in Urwäldern und Naturwäldern mit Kiefer und Fichte. *Beiträge Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* **33**(1): 24 - 32.

- Stöcker, G. (2000): Anwendungsbeispiele zur Diagnose und Klassifikation von liegendem Totholz in Entwicklungsphasen naturnaher Fichtenwälder. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. **34**(1): 12 - 19.
- Strunz, H. (1995): Entwicklung von Totholzflächen im Nationalpark Bayerischer Wald - Luftbildauswertungen und Folgerungen. in: Wald, N. B. (Hrsg.) (1995): 25 Jahre auf dem Weg zum Naturwald. S. 58 - 87.
- Subak, S. (2003): Replacing carbon lost from forests: an assessment of insurance, reserves, and expiring credits. *Climate Policy* **3**(2): 107-122.
- Swift, M. J. (1977): The ecology of wood decomposition. *Science Progress* **64**: 175 - 199.
- Swift, M. J., I. N. Healey, J. K. Hibberd, J. M. Sykes, V. Bampoe & M. E. Nesbitt (1976): The Decomposition of Branch-Wood in the Canopy and Floor of a Mixed Deciduous Woodland. *Oecologia* **26**: 139 - 149.
- Tamm, C. O. (1991): Nitrogen in terrestrial ecosystems. Berlin, Heidelberg, Springer Verlag. S.
- Tamm, Ü. (not dated): *Populus tremula* L., 1753. in: Schütt, P., B. Stimm, A. Schuck & A. Roloff (Hrsg.) (not dated): Enzyklopädie der Holzgewächse. *Ecomed. III*: S. 1 - 10.
- Tansey, K., J.-M. Grégoire, D. Stroppiana, A. Sousa, J. M. N. Silva, J. M. C. Pereira, L. Boschetti, M. Maggi, P. A. Brivio, R. Fraser, S. Flasse, D. Ershov, E. Bina-ghi, D. Graetz & P. Peduzzi (2004): Vegetation burning in the year 2000: Global burned area estimates from SPOT VEGETATION data. *Journal of Geophysical Research – Atmospheres* **109**: D14S03.
- Tarasov, M. E. & R. A. Birdsey (2001): Decay rate and potential storage of coarse woody debris in the Leningrad region. *Ecological Bulletins* **49**: 137 - 147.
- Ter-Mikaelian, M. & M. Korzukhin (1997): Biomass equations for sixty-five North American tree species. *For. Ecol. Manage.* **97**: 1-24.
- Thornley, J. H. M. & M. G. R. Cannell (2000): Managing forests for wood yield and carbon storage: a theoretical study. *Tree Physiology* **20**: 477–484.
- Thürig, E. (2005): Carbon budget of Swiss forests: evaluation and application of empirical models for assessing future management impacts., Swiss Federal Institute of Technology, Zurich. S.
- Thürig, E., T. Palosuo, J. Bucher & E. Kaufmann (2005): The impact of windthrow on carbon sequestration in Switzerland: a model-based assessment. *For. Ecol. Manage.* **210**: 337 - 350.
- Tilman, D., P. Reich, H. Phillips, M. Menton, A. Patel, E. Vos, D. Peterson & J. Knops (2000): Fire suppression and ecosystem carbon storage. *Ecology* **81**(10): 2680-2685.
- Tuskan, G. A. & T. R. Rensema (1992): Clonal Differences in Biomass Characteristics, Coppice Ability, and Biomass Prediction Equations among 4 *Populus* Clones Grown in Eastern North-Dakota. *Can. J. For. Res.* **22**(3): 348-354.
- UNFCCC (1992): RAHMENÜBEREINKOMMEN DER VEREINTEN NATIONEN ÜBER KLIMAÄNDERUNGEN. 25 S.
<http://unfccc.int/resource/docs/convkp/convger.pdf>, 28.5.2007
- UNFCCC (1997): Das Protokoll von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen., UNFCCC & BMU. 40 S.
- UNFCCC (2001a): Report of the Conference of the Parties on the second part of its sixth session, held at Bonn from 16 to 27 July 2001 - Addendum - Part four: Draft Decisions on which Progress was noted by the Conference of the Parties at the second part of its sixth session and which the Conference of the Parties decided to forward to its seventh session for elaboration, completion and adop-

- tion., UNFCCC. 78 S. <http://unfccc.int/resource/docs/cop6secpart/05a02.pdf>, 22.11.2006
- UNFCCC (2001b): REPORT OF THE CONFERENCE OF THE PARTIES ON THE SECOND PART OF ITS SIXTH SESSION, HELD AT BONN FROM 16 TO 27 JULY 2001 - PART ONE: PROCEEDINGS. UNFCCC. 52 S. <http://unfccc.int/resource/docs/cop6secpart/05.pdf>, 22.11.2006
- UNFCCC (2002): REPORT OF THE CONFERENCE OF THE PARTIES ON ITS SEVENTH SESSION, HELD AT MARRAKESH FROM 29 OCTOBER TO 10 NOVEMBER 2001., FCCC/CP/2001/13/Add.1, UN / UNFCCC, Marrakesh. 69 S.
- Vacik, H., A. Egger, G. Koch & H. Kirchmeir (2000): Totholzerhebung im Rahmen der Hemerobiebewertung in Südtirols Wäldern. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* **117**(2): 115 - 132.
- Van Brusselen, J., A. Schuck & A. Pussinen (in prep.): Forest biomass map for Europe., European Forest Institute, Joensuu. S.
- Vejre, H., M. Ingerslev & K. Raulund-Rasmussen (2001): Fertilization of Danish forests: A review of experiments. *Scandinavian Journal of Forest Research* **16**: 502-513.
- Vetter, A. (2004): Energieholzanbau - der Kompromiss zwischen Biomasseproduktion und Naturschutz. Auf Holzwegen in die Zukunft - eine Option für den Klimaschutz. Kloster Nimbschen. S.
- Vogt, K. A., C. C. Grier & D. J. Vogt (1986): Production, turnover, and nutrient dynamics of above- and belowground detritus of world forests. *Advances in ecological research* **15**: 303 - 377.
- von Wühlisch, G. (2006): Ergebnisse der Züchtung von Pappeln und Aspen in Großhansdorf - Perspektiven für die Energie- und Rohstoffzeugung. *Vortr. Pflanzenzüchtg.* **70**: 157 - 172.
- von Wühlisch, G., E. Friedrich, M. Hofmann & M. Liesebach (1998): Schnellwachsende Baumarten auf landwirtschaftlichen Flächen zur Produktion von Holzbiomasse. in: Lüdemann, G. H. (Hrsg.) (1998): Schnellwachsende Baumarten in Wald und Landschaft Norddeutschlands. Eutin, Gesellschaft zur Förderung schnellwachsender Baumarten in Norddeutschland e.V.: S. 123 - 144.
- Wang, J. R., A. L. Zhong, P. Comeau, M. Tsze & J. P. Kimmins (1995): Aboveground biomass and nutrient accumulation in an age sequence of aspen (*Populus tremuloides*) stands in the boreal White and Black Spruce Zone, British Columbia. *For. Ecol. Manage.* **78**: 127 - 138.
- WEC (World Energy Council) (2001): Survey of Energy Resources - Peat., World Energy Council. S. <http://www.worldenergy.org/wec-geis/publications/reports/ser/peat/peat.asp>, 31.5.2007
- Wenk, G., V. Antanaitis & S. Smelko (1990): *Waldertragslehre*. Berlin, Dt. Landwirtschaftsverlag. 448 S.
- Wilson, J. S. & C. D. Oliver (2000): Stability and density management in Douglas-fir plantations. *Can. J. For. Res.* **30**(6): 910-920.
- Wolf, H. & B. Böhnisch (2003): Modellvorhaben StoraEnso / Verbundvorhaben Pappelanbau für die Papierherstellung: Teilvorhaben Anbau von Pappeln und Aspen auf potentiellen landwirtschaftlichen Stilllegungsflächen unter Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte (Phase I). / Monitoring von Pappelanbauten auf landwirtschaftlichen Stilllegungsflächen unter besonderer Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte (Phase II). Landesforstpräsidium Sachsen, Pirna. 73 S.

- Wolf, H. & R. Brandt (1995): Growth and quality of intra-specific aspen (*Populus tremula* L) progenies. *Silvae Genetica* **44**(5-6): 319-325.
- Yatskov, M., M. E. Harmon & O. N. Krankina (2003): A chronosequence of wood decomposition in the boreal forests of Russia. *Can. J. For. Res.* **33**(7): 1211-1226.
- Yin, R. S. & D. H. Newman (1995): Optimal Timber Rotations With Evolving Prices And Costs Revisited. *Forest Science* **41**(3): 477-490.
- Yin, X. (1999): The decay of forest woody debris: numerical modeling and implications based on some 300 data cases from North America. *Oecologia* **121**: 81 - 98.
- Zebisch, M. (2004): Modellierung der Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf Landschaftsmuster und Biodiversität., Fakultät VII - Architektur, Umwelt, Gesellschaft, Technische Universität, Berlin. 180 S.
- Zianis, D., P. Mukkonen, R. Mäkipää & M. Mencuccini (2005): Biomass and stem volume equations for tree species in Europe. *Silva Fennica Monographs* **4**: 63.
- Zimmeck, W. (2005): Optimierung der Waldbewirtschaftung für die Kohlenstoff-Speicherung. *AFZ / Der Wald* (9): 453.
- Zimmeck, W. (n. a.): Optimierung der Waldbewirtschaftung in Bezug auf die Speicherung von Kohlenstoff. - Positionspapier des Dt. Forstvereins., Deutscher Forstverein. 3 S.
<http://www.forstverein.de/dfv/extern/ausschuss/klimawandel/positionspapier>,
15.5.2007

VIII Anhang

Glossar

Verschiedene Begriffe, die in der Arbeit verwendet werden, gehören zur alltäglichen forstwirtschaftlichen Fachsprache oder haben z. B. in der Klimarahmenkonvention oder anderen Ab- bzw. Übereinkommen genau abgegrenzte Bedeutungen. Dieses Glossar enthält die offiziellen Bedeutungen (soweit verfügbar) bzw. die jeweils fachübliche Definition wichtiger Begriffe.

| Begriff: | Definition |
|---|---|
| Cap | Obergrenze, bis zu der Änderungen in natürlichen Speichern angerechnet werden können |
| (Carbon) Credit | Sammelbegriff für verschiedene Arten von Emissionszertifikaten und „Verschmutzungs-“, bzw. „CO ₂ -Freisetzungsaktien“, teilweise (zu unterschiedlichen Preisen) handelbar |
| Eddy-flux-Messungen (Eddy-covariance-M.) | Bestimmung des Gasaustausches zwischen einem Ökosystem und seiner Umgebung zur Bestimmung der Stoffbilanz (C, N, H ₂ O) |
| Factoring out | Abgrenzung des Anteils vom Menschen direkt verursachter Vorratsänderungen von natürlichen und indirekten Effekten (Stickstoffdüngung, Erwärmung, Altersklassenverteilung) |
| Forsteinrichtung | mittelfristige Wirtschaftsplanung und Vollzugskontrolle im Forstbetrieb auf Basis einer möglichst genauen Zustandserfassung (Inventur) |
| leakage | Freisetzung von z. B. Kohlenstoff außerhalb des betrachteten Gebietes / Zeitraums, bewirkt durch Aktivitäten innerhalb des Gebietes / Zeitraums. Beispiel: Deckung des Holzbedarfs durch Importe bei gleichzeitiger Anreicherung von C in heimischen Wäldern. |
| Netto-Primärproduktion (NPP) | Biomasseproduktion der autotrophen Pflanzen abzüglich Erhaltungatmung der Pflanzen |
| Netto-Ökosystemproduktion | NPP – heterotrophe Atmung (Tierfraß, Ab- |

| | |
|----------|---|
| (NEP) | bau organischer Substanz) |
| Quelle | einen Vorgang oder eine Tätigkeit, durch die ein Treibhausgas, ein Aerosol oder eine Vorläufersubstanz eines Treibhausgases in die Atmosphäre freigesetzt wird |
| Senke | einen Vorgang, eine Tätigkeit oder einen Mechanismus, durch die ein Treibhausgas, ein Aerosol oder eine Vorläufersubstanz eines Treibhausgases aus der Atmosphäre entfernt wird |
| Speicher | einen oder mehrere Bestandteile des Klimasystems, in denen ein Treibhausgas oder eine Vorläufersubstanz eines Treibhausgases zurückgehalten wird |
| Tier | Aufwands- und Qualitätsstufe für Kohlenstoff-Inventuren. Die Anforderungen steigen von tier 1 bis 3. |

Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass die Arbeit an keiner anderen Hochschule eingereicht sowie selbstständig und nur mit den angegebenen Mitteln angefertigt wurde.

Woltersdorf, den 11.08.2007

Joachim Rock