

Die Ökobilanz der energetischen Holzverwertung: Faktoren für einen hohen ökologischen Nutzen

Bernhard Steubing ETH Zürich, Institut für Umweltingenieurwissenschaften, Gruppe Ecological System Design (CH)*

Life cycle assessment of wood energy: factors for high ecological benefits

Wood energy is increasingly used to replace non-renewable energy sources. Energy wood is a limited resource and should therefore be used wisely not only to maximize the economic but also the environmental benefits associated with its use. This article assesses the environmental burdens associated with wood energy (for heat, electricity and transportation) and the benefits that may arise when non-renewable energy technologies are substituted. It is shown that from a global warming perspective the use of wood energy seems almost always beneficial, but this effect may be significantly reduced if biogenic CO₂ is taken into account. The method of ecological scarcity on the other hand, which considers several additional environmental dimensions and combines these into a single score, shows significantly lower environmental benefits of wood in comparison with non-renewable energy. One of the principal reasons for this are air emissions associated with wood energy such as particulate matter, nitrogen oxides (NO_x) and volatile organic carbon (VOC). Considerable environmental benefits can be achieved in both cases if the following three key factors are respected: 1) a wise choice of the substituted technology and the underlying energy carrier, 2) a high efficiency in the conversion from energy contained in biomass to final energy, and 3) the implementation of measures to reduce air emissions such as particle filters and, if possible, more advanced flue gas cleaning. The article then discusses the limits of the comparison and selected issues within the life cycle assessment methodology that need further development.

Keywords: wood energy, life cycle assessment (LCA), environmental benefit, efficiency, substitution, emissions
doi: 10.31888/szf.2013.0408

* Schafmattstrasse 6, CH-8093 Zürich, E-Mail steubing@ifu.baug.ethz.ch

Die Nutzung von Energie aus Holz hat in den letzten Jahren in der Schweiz an Bedeutung gewonnen (Bafu 2012). Obgleich das Nutzungspotenzial von Holz für energetische Zwecke noch nicht ausgeschöpft ist (Steubing et al 2010), ist Holz eine begrenzte Ressource, dessen ökologischen Nutzen es zu maximieren gilt. Dieser Artikel verfolgt das Ziel, den ökologischen Nutzen des Einsatzes von Holz zur Wärme- und Stromerzeugung beziehungsweise im Transportbereich im Vergleich zu nicht erneuerbaren Energieträgern zu untersuchen. Betrachtet werden dabei neben der Wärme- und Stromgewinnung mit konventionellen Technologien auch die Transformation von Holz zu Treibstoff (Biomechan) sowie dessen weitere Verwendungsmöglichkeiten. Zudem werden die Grenzen der Ökobilanzierung hinsichtlich der ökologischen Bewertung von Holzenergie diskutiert und weiterer Forschungsbedarf identifiziert.

Die Methode der Ökobilanzierung (engl. life cycle assessment, LCA) wird zunehmend verwendet, um mögliche Umweltauswirkungen von Produkten, Prozessen und Aktivitäten abzuschätzen

(ISO 14040:2006). Um dieses Ziel zu erreichen, werden üblicherweise vier Phasen iterativ durchlaufen:

- 1) die Definition des Ziels und des Untersuchungsrahmens, wozu die Definition der Funktion des untersuchten Systems (z.B. Energiebereitstellung) und von dessen funktioneller Einheit (z.B. eine bestimmte Menge Nutzwärme) sowie die räumliche und zeitliche Abgrenzung und die Angabe der Evaluierungskriterien (z.B. Treibhausgasemissionen) zählen;
- 2) die Sachbilanz, bei welcher es um die Modellierung der Material- und Energieflüsse aus den Prozessen beziehungsweise Prozessketten geht, die erforderlich sind, um das in Phase 1) definierte Produkt zu produzieren;
- 3) die Wirkungsabschätzung, welche die Flüsse aus der und in die Umwelt, z.B. CO₂-Emissionen in die Luft, Schwermetallemissionen in den Boden oder die Ressourcenentnahme aus der Erde, über die gesamte Prozesskette aufsummiert und aus Umweltsicht (z.B. Treibhaus- oder Versauerungspotenzial) bewertet;
- 4) die Auswertung, Interpretation und Diskussion der Resultate.

Downloaded from http://meridian.allenpress.com/szf/article-pdf/16/4/12/408/1966931/szf_2013_0408.pdf by UNIVERSITEIT LEIDEN UBL - FSW user on 23 June 2021

Der hier präsentierte Artikel gliedert sich weitgehend nach dieser Struktur. Im folgenden Abschnitt werden das Ziel, der Untersuchungsrahmen, die Sachbilanz und die Methodik der Wirkungsabschätzung dargestellt. Anschliessend werden die Resultate präsentiert, interpretiert und diskutiert sowie Schlussfolgerungen gezogen.

Methodisches Vorgehen

Modellierte Technologien

Das übergeordnete Ziel des Artikels ist es, den Einsatz von Holz für die Energiedienstleistungen Wärme, Strom und Transport mit alternativen Technologien zu vergleichen. Die betrachteten holzbasierten Technologien zur direkten Wärmeerzeugung sind einerseits eine Schnitzelzentralheizung, welche Raumwärme liefert, und andererseits eine Holzfeuerung, welche Industriewärme¹ liefert (Abbildung 1). Ebenfalls kann Industriewärme in einer Wärme-Kraft-Kopplungsanlage (WKK-Anlage) aus der Nutzung von Holz oder Biomethan erzeugt werden. Auf nicht erneuerbarer Seite sind mit Heizöl, Gas und Kohle betriebene konventionelle Technologien zur Erzeugung von Raum- und Industriewärme berücksichtigt.

Strom aus Holz kann in einer Holz-WKK-Anlage und mit Biomethan in einer WKK-Anlage oder einem modernen Gas- und Dampf-Kombikraftwerk (GuD-Kraftwerk)² generiert werden. Auf nicht erneuerbarer Seite werden ein Kernkraftwerk, ein Kohlekraftwerk und ein mit Erdgas betriebenes GuD-Kraftwerk betrachtet.

Biomethan aus Holz kann auch im Transportsektor eingesetzt werden, weshalb ebenfalls Vergleiche zwischen einem mit Biomethan betriebenen PKW und Erdgas-, Benzin- und Diesel-PKW (Abgaswerte nach EURO-5-Norm) angestellt werden.

Sachbilanzen und zeitlich-räumlicher Rahmen

Die Lebenszyklusinventare für die beschriebenen Technologien wurden der Datenbank Ecoinvent 2.2 (Ecoinvent 2010) entnommen und lediglich in einigen Fällen leicht ergänzt, beispielsweise um die Weiternutzung von Biomethan, die als solche nicht in Ecoinvent enthalten ist, analog zur Nutzung von Erdgas zu modellieren. Zeitlich bezieht sich die Untersuchung auf die Gegenwart, allerdings basieren einige Inventare auf dem Stand der Technik des letzten Jahrzehnts (eine Aktualisierung der Inventare im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt ist derzeit im Gange). Auf die Relevanz neuerer Entwicklungen, insbesondere im Bereich der Partikelfilterung und der Umwandlungseffizienz, wird jedoch im Diskussteil eingegangen. Räumlich bezieht sich die Analyse auf die Schweiz, obwohl ein Teil der Holz-kette ursprünglich für den deutschen beziehungsweise mitteleuropäischen Raum modelliert wurde. Dies sollte jedoch keinen bedeutenden Einfluss auf die Ergebnisse haben, da die dortigen Bereitstellungswege für Energieholz ähnlich funktionieren wie in der Schweiz und aus Umweltsicht eine eher untergeordnete Rolle einnehmen.

Methoden zur Wirkungsabschätzung

Die Umweltauswirkungen der betrachteten Technologien werden anhand des Treibhauspotenzials bei einem Zeithorizont von 100 Jahren (Pachauri & Reisinger 2007) sowie mittels der Methode der ökologischen Knappheit (Frischknecht et al 2008) be-

- 1 Unter dem Begriff Industriewärme ist hier einerseits Prozesswärme und andererseits Wärme für Fernwärmenetze zu verstehen. Allerdings wurden die Einspeisung in das Fernwärmenetz sowie dessen Bau, Wärmeverluste und die Substitution von z.B. Heizöl- und Erdgasheizungen in diesem Beitrag aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht weiter berücksichtigt und damit die Anzahl der Technologiekombinationen möglichst gering gehalten.
- 2 Ohne Abwärmenutzung, da dies zu einem geringeren elektrischen Wirkungsgrad führen würde.

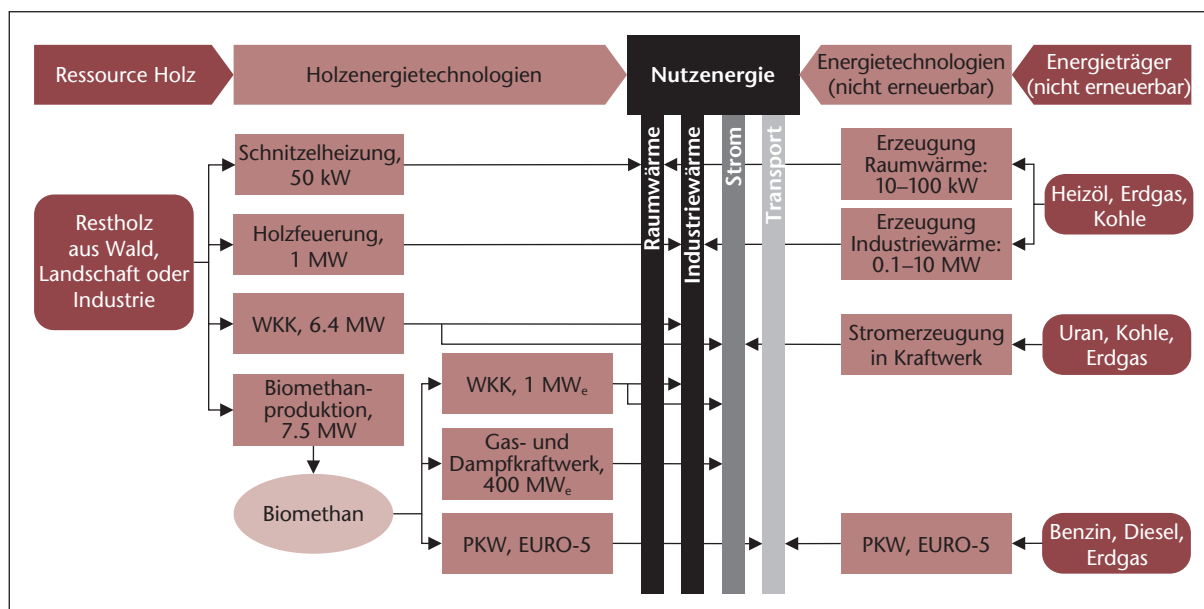


Abb 1 Betrachtete Technologien zur Bereitstellung von Energie. Links holzbasierte und rechts auf nicht erneuerbaren Energieträgern basierende Technologien.

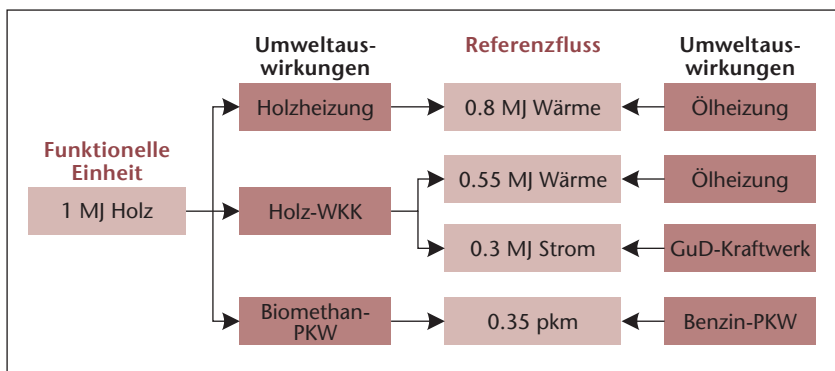


Abb 2 Funktionelle Einheit und Referenzfluss für die Nettonutzenberechnung. Der Referenzfluss berücksichtigt die Umwandlungseffizienz.

rechnet. Letztere ist eine sogenannte «distance to target»-Methode, bei welcher das Schadenpotenzial einer Emission auf Basis des Verhältnisses zwischen der aktuellen Emissionssituation in der Schweiz und dem zugehörigen legislativen Ziel in Form von Umweltbelastungspunkten (daher auch als UBP-Methode bekannt) errechnet wird (d.h., je höher eine Emission relativ zum legislativen Ziel ist, desto stärker wird sie bewertet). Wie auch andere Methoden der Wirkungsabschätzung weist die Methode der ökologischen Knappheit einige bekannte Schwächen auf. Dazu gehört, dass der Vorteil der Methode, nämlich ihr konkreter Bezug auf die Schweiz, gleichzeitig auch ihr Nachteil ist, indem auch die im Ausland entstehenden Umweltauswirkungen nach Schweizer Standards bewertet werden. Weiter darf zum Beispiel bemängelt werden, dass Landnutzungseffekte nicht berücksichtigt und Abfälle anstelle der Emissionen von Abfällen bewertet werden. Auf internationaler Ebene werden daher meist andere Methoden verwendet – allerdings trifft man hier eher auf Vielfalt als auf allgemeinen Konsens. Die Methode der ökologischen Knappheit wurde für diesen Artikel einerseits wegen ihres Bezugs zur Schweiz sowie wegen ihrer häufigen Verwendung innerhalb der Schweiz und andererseits wegen der Möglichkeit zur Vollaggregation (die Schäden verschiedener Umweltauswirkungen werden in UBP quantifiziert und damit vergleichbar gemacht) ausgewählt. Letzteres ist für ISO-14040-konforme Publikationen zwar ausdrücklich nicht erlaubt, da eine Vollaggregation eine zusätzliche Normalisierung und Gewichtung voraussetzt. Allerdings werden in der wissenschaftlichen Praxis häufig vollaggregierte Resultate gezeigt, um den Entscheidungsprozess zu vereinfachen. Um die Belastbarkeit der Resultate zusätzlich zu stützen, werden gleichzeitig auch die wichtigsten Emissionen auf Inventarebene gezeigt.

Technologievergleich und Nettonutzenberechnung

Als funktionelle Einheit für den Vergleich von holzbasierten und auf nicht erneuerbaren Ressourcen beruhenden Technologien innerhalb eines Sektors (Wärme, Strom, Transport) wird die jeweils übliche

Masseinheit gewählt, d.h. 1 Megajoule (MJ), 1Kilowattstunde (kWh) und 1 Personenkilometer (pkm).³ Bei WKK-Anlagen werden die Umweltauswirkungen der Gesamtanlage mittels energetischer Allokation auf die beiden Produkte Strom und Wärme verteilt.

Der Nettonutzen für die Umwelt, wenn Holz anstelle von nicht erneuerbaren Energieträgern eingesetzt wird, errechnet sich grundsätzlich als Differenz zwischen den Umweltauswirkungen (U) der holzbasierten und der auf nicht erneuerbaren Ressourcen beruhenden Technologie (Formel 1) bezogen auf die outputbezogene funktionelle Einheit o (z.B. 1 MJ Wärme).

$$U_{\text{netto}}^o = U_{\text{Holz}}^o - U_{\text{nicht erneuerbar}}^o \quad (1)$$

Ein Vergleich der Nutzung von Holz in verschiedenen Sektoren wird dadurch erschwert, dass man Wärme nicht direkt mit Strom oder einer Transportdienstleistung vergleichen kann. Stellt man also die Frage nach der optimalen energetischen Holznutzung, so bedarf es einer ressourcenbezogenen beziehungsweise inputbasierten funktionellen Einheit, die verschiedene Nutzungen vergleichbar macht, beispielsweise «die Nutzung einer bestimmten Menge Holz» für verschiedene Zwecke. Da es sich in unserem Fall um Energiedienstleistungen handelt, wird die funktionelle Einheit als «Menge Holz mit dem Energiegehalt von 1 MJ» gewählt (gemessen am unteren Heizwert). So kann der Umweltnutzen der Verwendung von Holz in verschiedenen Anwendungen, zum Beispiel für Wärme, Strom und Transport, verglichen werden.

Um die richtige Menge an substituierter nicht erneuerbarer Energie zu berechnen, muss die Formel allerdings um eine wichtige Grösse erweitert werden (Abbildung 2): die Umwandlungseffizienz (η_{Holz}), d.h. die Effizienz der Umwandlung der eingesetzten Menge Energieholz in nutzbare Endenergie (Referenzfluss genannt; Formel 2). Wird beispielsweise die inputbezogene funktionelle Einheit i von 1 MJ Holzschnitzel zu Wärme umgewandelt, so können damit lediglich 0.8 MJ Wärme aus nicht erneuerbaren Technologien substituiert werden, da 20% der im Holz enthaltenen Energie beim Transformationsprozess zu Nutzwärme verloren gehen. Formel 3) beschreibt die Berechnung im Fall einer holzbasierten Technologie mit mehreren Produkten, zum Beispiel einer WKK (da das System nun so erweitert wurde, dass alle Produkte einer Technologie gleichzeitig berücksichtigt werden, braucht es hier auch keine Allokation mehr).

$$U_{\text{netto}}^i = U_{\text{Holz}}^i - \eta_{\text{Holz}} U_{\text{nicht erneuerbar}}^o \quad (2)$$

$$U_{\text{netto}}^i = U_{\text{Holz}}^i - \sum_n \eta_{\text{Holz},n} U_{\text{nicht erneuerbar},n}^o \quad (3)$$

³ Die durchschnittliche Auslastung eines PKWs in der Schweiz beträgt ca. 1.6 Personen, daher entspricht 1 pkm ca. 0.63 Fahrzeugkilometern.

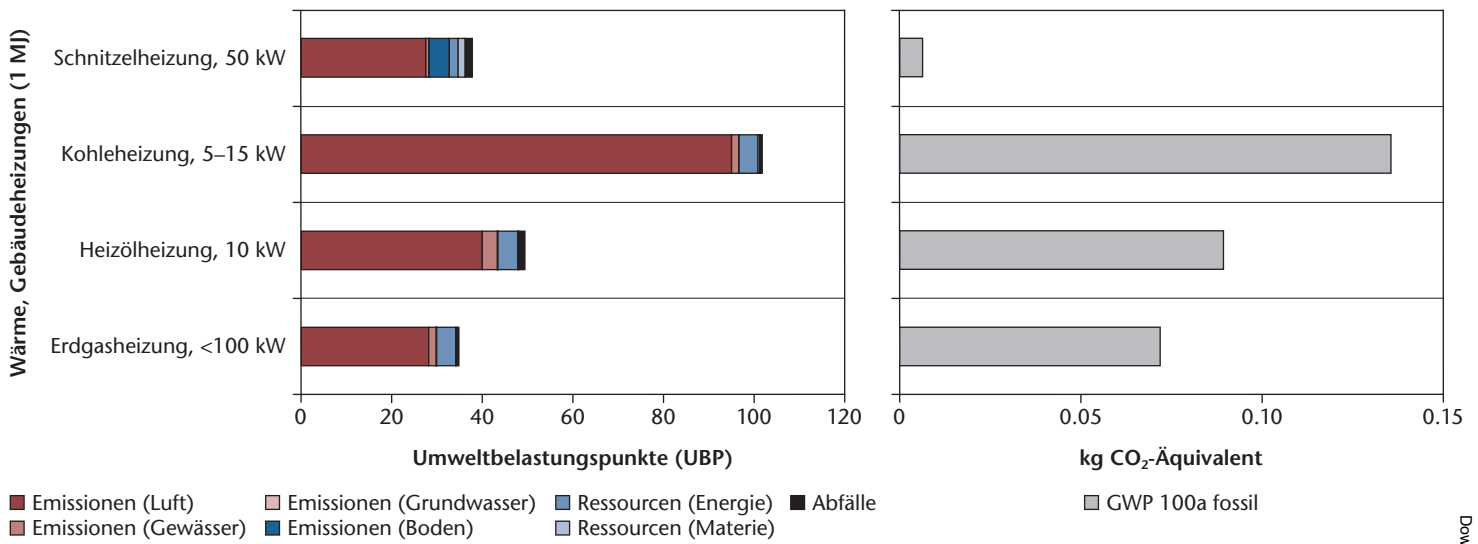


Abb 3 Umweltauswirkungen der Gebäudeheizungen (1 MJ). GWP 100a fossil: Treibhauspotenzial fossiler CO₂-Emissionen, modelliert für einen Zeithorizont von 100 Jahren.

Resultate und Interpretation

Sektoraler Technologievergleich

Der Hauptbeitrag der Umweltauswirkungen von Gebäudeheizungen kann mit den verwendeten Bewertungsmethoden auf Luftemissionen zurückgeführt werden (Abbildung 3). Während aus Sicht der Klimaerwärmung die Schnitzelheizung deutlich besser abschneidet als Heizungen, die auf nicht erneuerbaren Ressourcen beruhen, ist aus Sicht der Methode der ökologischen Knappheit das Bild weniger eindeutig, denn auch die Heizöl- und Erdgasheizungen liegen in einem vergleichbaren Bereich. Der klare Vorteil der Holz-schnitzelheizung bei den CO₂-Emissionen ergibt sich daraus, dass Emissionen von biogenem CO₂ nicht bewertet werden (Annahme der Kohlenstoffneutralität, siehe auch Diskussion). Die (fossilen) CO₂-Emissionen der Wärmebereitstellung

mit einer Holz-schnitzelheizung entstehen daher lediglich in der Vorkette (Sägen, Schnitzelherstellung, Herstellung der Heizung etc.).

Der Vorteil bei den CO₂-Emissionen wirkt sich auch positiv auf die Anzahl der Umweltbelastungspunkte (UBP) der Schnitzelheizung aus. Bei Heizöl- und Erdgasheizungen hingegen machen diese circa die Hälfte der UBP aus, während bei Kohleheizungen aufgrund der höheren Gesamtbelastung, z.B. durch Schwefeldioxid (SO₂), Dioxin, Stickoxide (NO_x) und andere Emissionen, rund ein Drittel der UBP auf CO₂ zurückzuführen ist. Bei anderen Luftschadstoffen hingegen, wie NO_x, Feinstaub oder leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen (VOC), schneidet die Holz-schnitzelheizung teilweise signifikant schlechter ab (Abbildung 4). Die höheren Emissionswerte bei Luftschadstoffen im Vergleich zu Heizöl- oder Erdgasheizungen sind dabei einerseits auf die Zusammensetzung des Brennstoffs Holz aus einer ungleich höheren Anzahl an Elementen (z.B. N, K, Cl, Ca, Na) und andererseits auf die unvollständige Verbrennung, vor allem unter Teillast, zurückzuführen (Nussbaumer 2003).

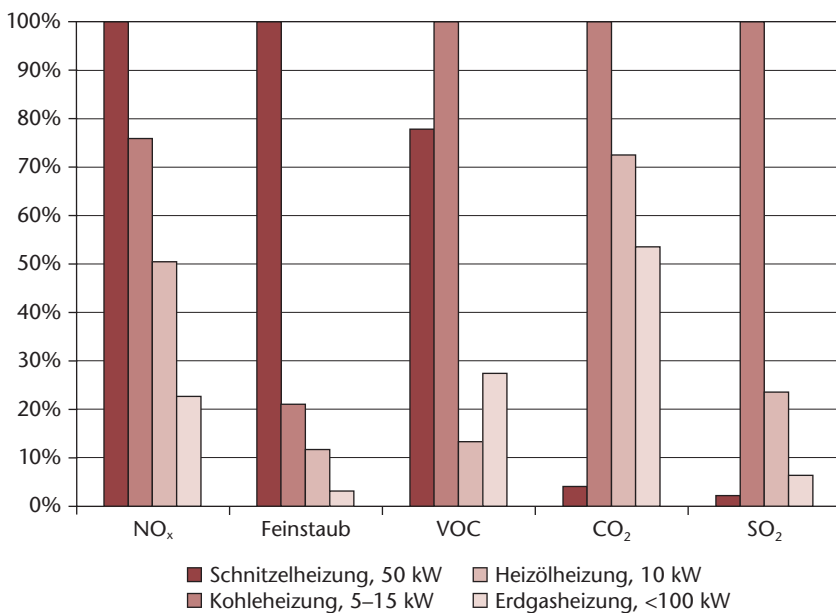


Abb 4 Ausgewählte Luftemissionen von Gebäudeheizungen (100% entspricht jeweils der maximalen Menge unter den betrachteten Technologien).

Bei industriellen Anlagen zur Wärmebereitstellung zeigt sich ein ähnliches Bild (Abbildung 5): Während die Wärmebereitstellung aus Holz bei den CO₂-Emissionen klar im Vorteil ist, ist der Vorteil weniger eindeutig aus Gesamtumweltsicht, ausser bei der Holz-WKK-Anlage. Hinzugefügt werden sollte jedoch, dass die Standards bei der Partikelfilterung der drei holzbasierten Technologien unterschiedlich sind. So ist z.B. die Holz-WKK-Anlage mit einem modernen Partikelfilter und einer Rauchgasentstickung (SNCR-Verfahren) ausgestattet. Die Emissionswerte der Holz-WKK-Anlage liegen daher in diesen beiden Bereichen näher an denen der Heizöl- und Erdgasfeuerungen beziehungsweise tiefer als bei der Kohlefeuerung (Abbildung 6). Dieser Sachverhalt führt zwar zu einem niedrigeren UBP-Resultat, erhöht aber

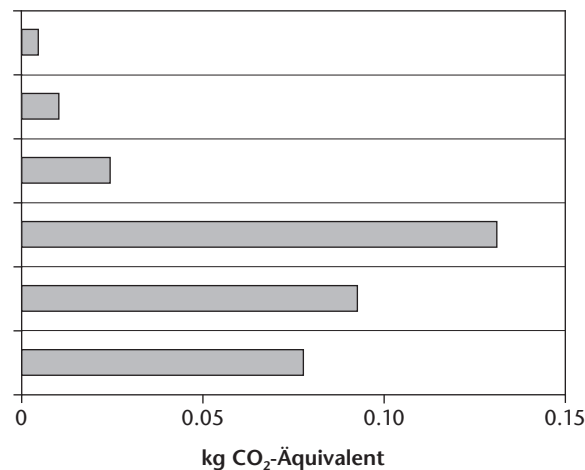
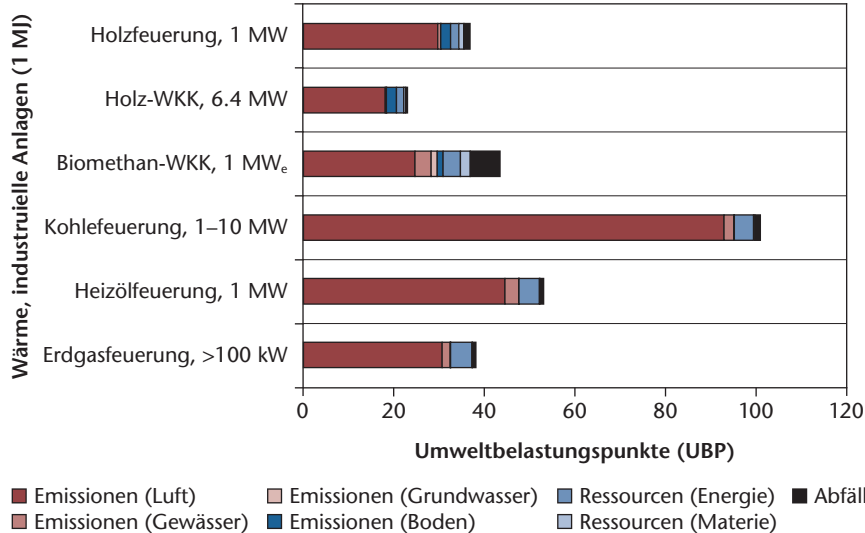


Abb 5 Umweltauswirkungen der Wärmeproduktion (1 MJ) in industriellen Anlagen. GWP 100a fossil: Treibhauspotenzial fossiler CO₂-Emissionen, modelliert für einen Zeithorizont von 100 Jahren.

den Energie- und Materialaufwand in der Abgasreinigung, weshalb der fossile CO₂-Fussabdruck leicht höher ist. Die Verbrennung des Biomethans in der WKK-Anlage erzeugt in etwa die gleichen Luftschadstoffe wie eine Erdgasfeuerung und ist somit relativ emissionsarm.

Bei der vorhergehenden Herstellung des Biomethans wird das Abgas ebenfalls mit einem Partikelfilter gereinigt, weshalb die Luftemissionen dort geringer sind als bei der direkten Holzfeuerung. Allerdings machen sich sowohl beim Treibhauspotenzial als auch bei der Gesamtumweltbelastung der zusätzliche Aufbereitungsschritt der Biomethanherstellung und der damit verbundene Energie- und Materialbedarf negativ bemerkbar (siehe auch Steubing et al 2011). Aus UBP-Sicht tragen dazu unter anderem der Verbrauch an Nuklearstrom (derzeit ca. 40% des schweizerischen Stroms) und damit

assoziierte Gewässeremissionen beziehungsweise Abfälle sowie NO_x-Emissionen bei.⁴

Bei der Stromproduktion schneiden die holzbasierten Technologien hinsichtlich der Klimaerwärmung deutlich besser ab als Strom aus fossilen Energieträgern, nicht aber als die Kernenergie (Abbildung 7).⁵ Bei der UBP-Methode hingegen werden radioaktive Abfälle und Emissionen in Gewässer stark bewertet, weshalb die Kernkraft relativ schlecht abschneidet. Strom aus Kohle schneidet am schlechtesten ab, weil das Verhältnis von Kohlenstoff zu Energie bei Kohle am ungünstigsten ist und bei der Kohleverbrennung hohe Schadstoffemissionen entstehen. Strom aus einem modernen, mit Erdgas betriebenen GuD-Kraftwerk ist aus Sicht der UBP-Methode vergleichbar mit der holzbasierten Stromerzeugung über den Biomethanpfad. Die konventionelle WKK (mit moderner Abgasreinigung) schneidet sowohl hinsichtlich der Klimaerwärmung als auch aus Gesamtumweltsicht von allen Technologien am besten ab.

Ein ähnliches Muster zeigt sich auch bei den Transporttechnologien (Abbildung 8): Während die holzbasierte Technologie bei den Treibhausgasemissionen klar im Vorteil ist, so ist ein deutlicher Vorsprung in der Gesamtumweltbelastung durch den Einsatz von Holz im Transportbereich, zumindest gegenüber einem vergleichbaren Erdgas-PKW, nicht zu erkennen. Der Vorteil, welcher dem Biomethan-PKW bei den Luftemissionen durch das biogene CO₂ entsteht, wird durch den Aufwand zur Herstellung des Biomethans wieder ausgeglichen (s.o.).

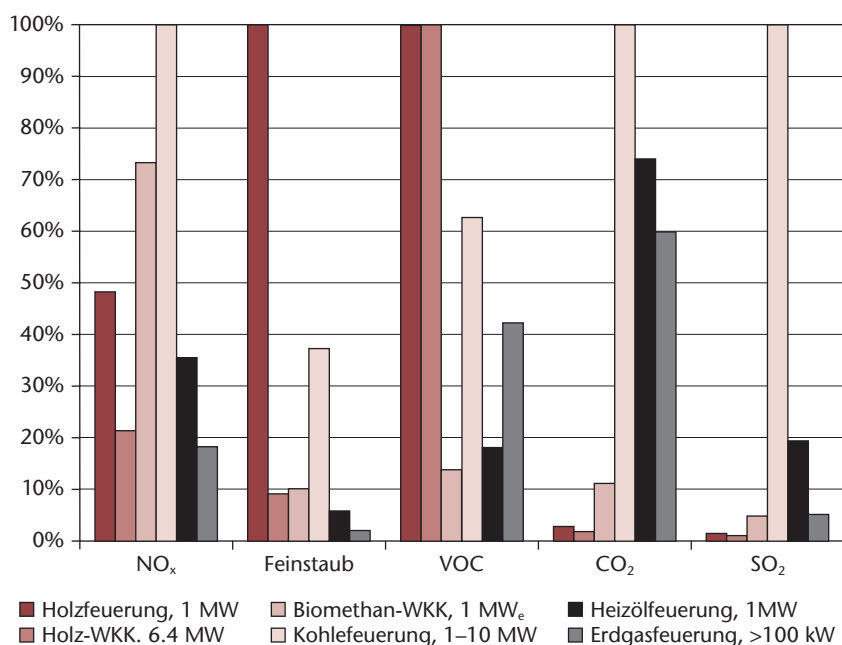


Abb 6 Ausgewählte Luftemissionen der Wärmeproduktion in industriellen Anlagen.

4 Wegen des geplanten Atomausstiegs werden sich die Umweltauswirkungen des Stromkonsums in Zukunft verändern (vgl. auch Abbildung 6).

5 Allerdings werden in der Ökobilanzierung in der Regel Durchschnittswerte als Datengrundlage verwendet, daher beinhalten die Inventare zur Kernenergie auch keine Emissionen im Falle eines GAU, z.B. einer Kernschmelze.

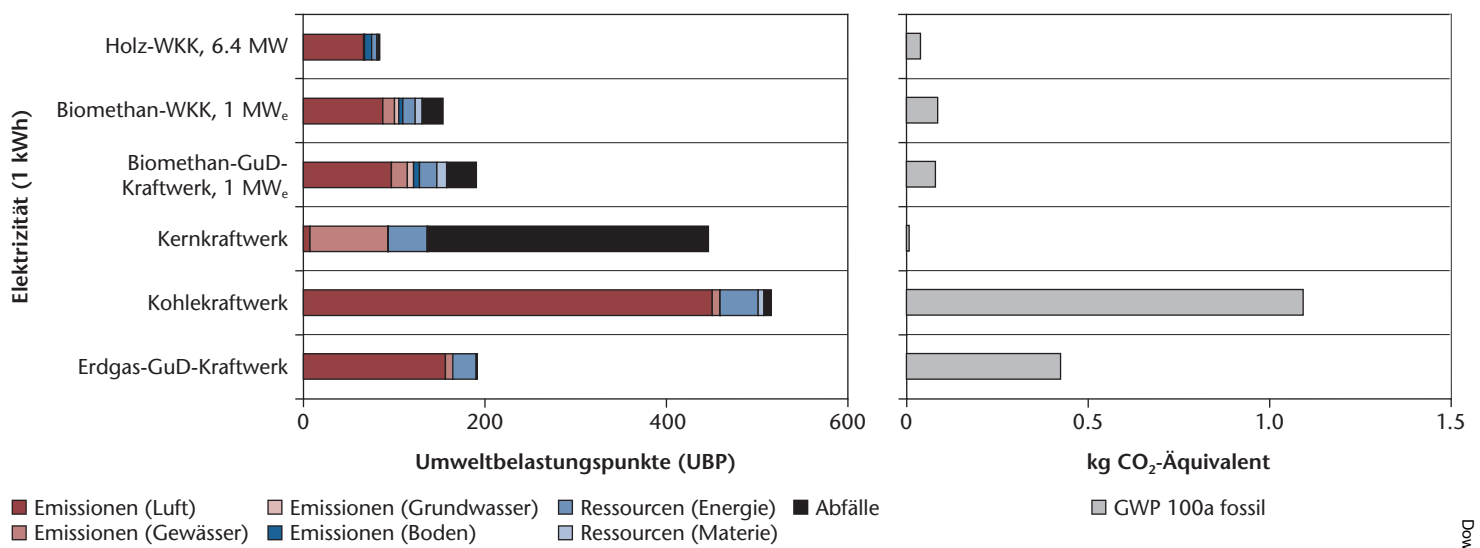


Abb 7 Umweltauswirkungen der Elektrizitätsproduktion (1 kWh). GWP 100a fossil: Treibhauspotenzial fossiler CO₂-Emissionen, modelliert für einen Zeithorizont von 100 Jahren.

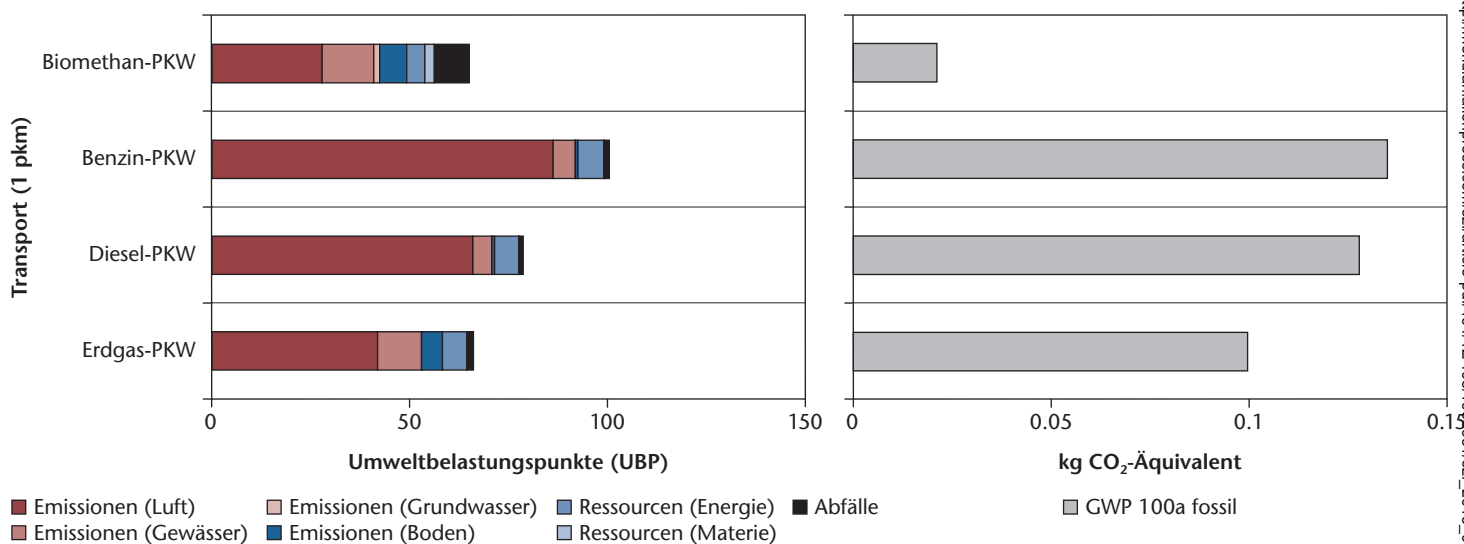


Abb 8 Umweltauswirkungen des Transports (1 pkm). GWP 100a fossil: Treibhauspotenzial fossiler CO₂-Emissionen, modelliert für einen Zeithorizont von 100 Jahren.

Nettonutzenvergleich

Vergleicht man den Nettonutzen aus Umweltsicht, wenn holzbasierte Technologien verwendet werden, um auf nicht erneuerbaren Ressourcen basierende Technologien zu ersetzen, so stellt man fest, dass der Nutzen sehr unterschiedlich ist, je nachdem welche Technologie substituiert wird (Abbildung 9). Bei genauerer Betrachtung lässt sich dabei erkennen, dass es zwar Unterschiede zwischen einzelnen Technologien gibt, der Nettonutzen jedoch im Grunde genommen stark vom substituierten Energieträger abhängt. Am höchsten ist er, wenn Kohle, dann Erdöl und schlussendlich Erdgas ersetzt wird. Aus Sicht des Treibhauspotenzials kann festgehalten werden, dass die Nutzung von Holzenergie in fast jedem Fall (abgesehen von der Substitution von Kernenergie) einen signifikanten Umweltnutzen bringt.

Diese Aussagen lassen sich weitgehend auf die UBP-Betrachtung übertragen, auch wenn die Differenz der Umweltbelastung von holzbasierten und auf

nicht erneuerbaren Ressourcen basierenden Technologien generell kleiner ist. Lediglich bei der Kernenergie gibt es einen Trade-off aus Sicht der analysierten Umweltindikatoren, denn während sie aus UBP-Sicht unbedingt zu ersetzen wäre, so ist sie aus CO₂-Sicht mit relativ geringen Emissionen verbunden.

Nach beiden Indikatoren schneidet die Holz-WKK relativ gut ab, was an der Kombination von hoher Umwandlungseffizienz, hoher Substitutionswirkung und moderner Abgasreinigung liegt. Der Vergleich mit anderen holzbasierten Technologien ist damit nicht unbedingt fair. Zudem wird hier von einer Anlage ausgegangen, bei welcher die Wärme vollständig genutzt werden kann. Kann dies nicht gewährleistet werden, so fällt der Nettonutzen deutlich tiefer aus (Steubing et al 2012). Von einer Empfehlung «optimaler Technologien» wird daher in diesem Beitrag abgesehen.

Der maximale Nettonutzen, der durch einen Holzeinsatz im Transportsektor erreicht werden

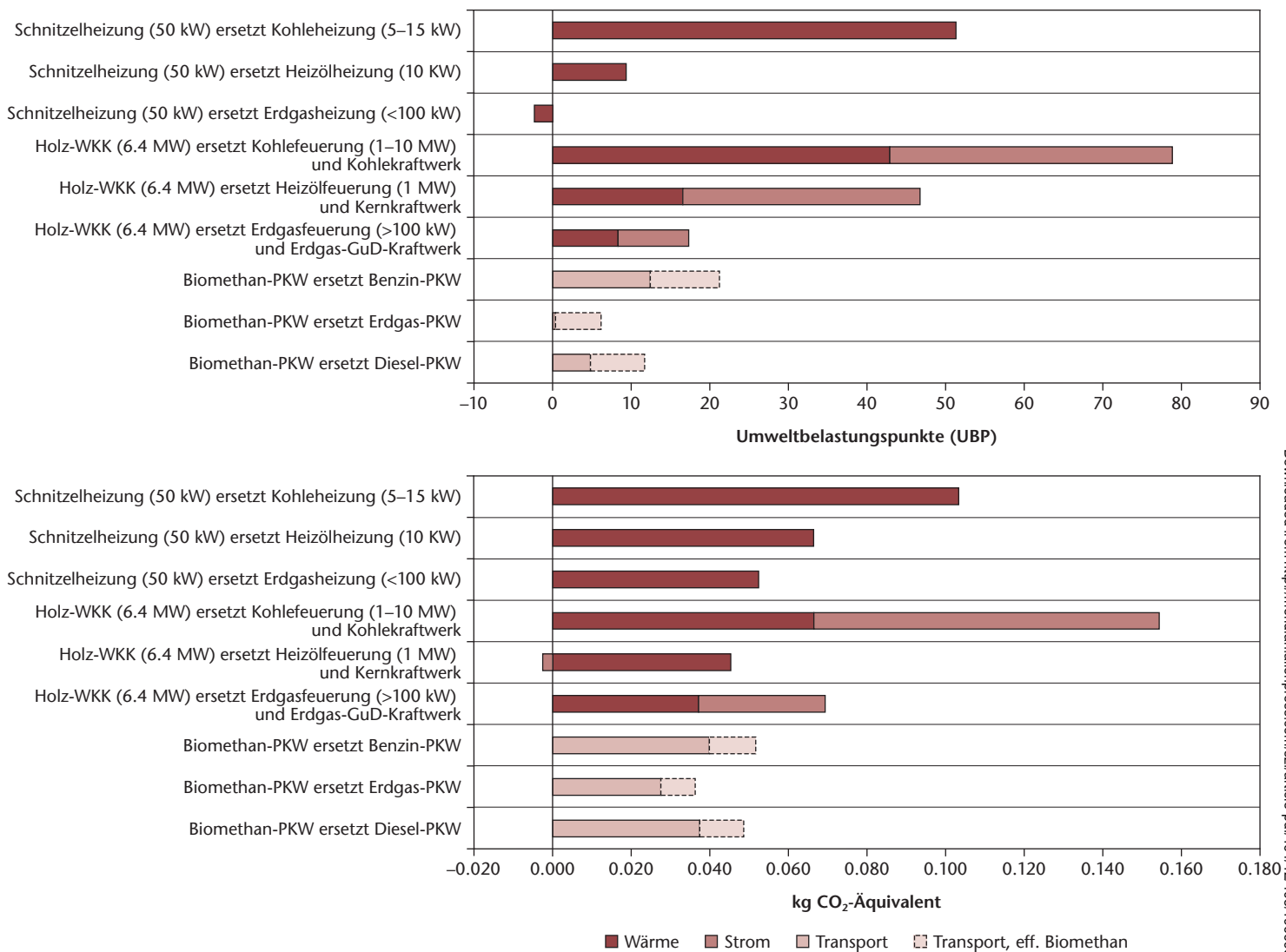


Abb 9 Nettonutzen, der entsteht, wenn ausgewählte Kombinationen von auf nicht erneuerbaren Ressourcen beruhenden Technologien durch holzbasierte Technologien substituiert werden. Transport, eff. Biomethan: Nettonutzen im Transport, wenn die Umwandlungseffizienz 70% (statt 56%) beträgt.

kann, ist etwas niedriger als in den anderen Sektoren. Dies liegt an den höheren Umwandlungsverlusten aufgrund des zusätzlichen Schritts der Biomethanherstellung. In der Nettonutzenberechnung macht sich dies hauptsächlich dadurch bemerkbar, dass eine geringere Menge an nicht erneuerbarer Energie ersetzt werden kann als beispielsweise bei der effizienteren Umwandlung zu Strom und Wärme. Gleichzeitig sind die Gutschriften für die substituierten Treibstoffe im Transportbereich geringer als die, die bei der Substitution von Kohle oder Kernenergie erreicht werden können. Dazu sollte gesagt werden, dass sich das Inventar der Biomethanherstellung auf eine Pilotanlage bezieht und mit einer Steigerung des Wirkungsgrades bei einer kommerziellen Anlage gerechnet werden kann (Gassner & Maréchal 2009). Um dieser Tatsache Rechnung zu tragen, zeigt Abbildung 9 auch eine Sensitivitätsanalyse («Transport, eff. Biomethan»), welche von einer Umwandlungseffizienz von 70% anstelle von 56% ausgeht. Dadurch kann der Umweltnutzen des Biomethanpfads deutlich gesteigert werden.

Diskussion

Nettonutzenberechnung

Bedingt durch die begrenzte Verfügbarkeit der Ressource Holz erscheint es essenziell, sich einen Überblick über den ökologischen Nutzen der Einsatzmöglichkeiten von Holz in verschiedenen Sektoren, zum Beispiel für Wärme, Strom und Transport, zu verschaffen. Dies erfordert die Verwendung einer ressourcenbezogenen beziehungsweise inputbasierten funktionellen Einheit (z.B. 1 MJ Holz) anstelle der in der Ökobilanzierung häufig verwendeten outputbezogenen funktionellen Einheit (z.B. 1 kWh Strom).

Allerdings ist der hier präsentierte Nettonutzenvergleich durch die Tatsache limitiert, dass keine Rücksicht auf quantitative Restriktionen des Holzeinsatzes für bestimmte Nutzungszwecke beziehungsweise der Substituierbarkeit von auf nicht erneuerbaren Ressourcen basierenden Technologien (z.B. Strom und Wärme aus Kohle in der Schweiz) genommen wird. Eine Analyse auf Gesamtsystemebene (z.B. für die Schweizer Energieversorgung) für

verschiedene Zukunftsszenarien, beispielsweise in Form eines Optimierungsmodells, welches gleichzeitig die Energienachfrage und den Einsatz verschiedenster Energietechnologien berücksichtigt, wäre eine nötige Voraussetzung, um realistischere Empfehlungen für eine optimale Holznutzung aus Umweltsicht geben zu können (Steubing et al 2012). Mittel- bis langfristig kann davon ausgegangen werden, dass sich der Nettonutzen des Einsatzes von Holz verändert. Und zwar insbesondere dann, wenn ein Grossteil des Energiebedarfs durch andere erneuerbare Energien (Wind, Sonne, Erdwärme etc.) gedeckt werden kann und somit die Frage der optimalen Substitution konventioneller Energiequellen mehr und mehr von der Frage nach der optimalen Deckung durch erneuerbare Energien abgelöst wird.

Der Nettonutzenvergleich ist zudem in seiner Aussagekraft beschränkt durch die Tatsache, dass die den Technologien zugrunde liegenden Inventare teilweise nicht mehr ganz auf dem aktuellsten Stand der Technik sind. Hinzu kommt, dass im vorliegenden Artikel die Anzahl der Technologien aus Darstellungsgründen bewusst klein gehalten wurde. In Realität hingegen gibt es eine grosse Vielfalt an Energietechnologien mit unterschiedlichen Wirkungsgraden und Emissionswerten, je nach Hersteller und Baujahr.

Faktoren für einen hohen Umweltnutzen

Trotz diesen Einschränkungen dürfen folgende Faktoren als besonders umweltrelevant betrachtet werden:

- die ersetzte Technologie beziehungsweise der ersetzte Energieträger, da erhebliche Unterschiede in den Umweltbelastungen bestehen. Als grobe Faustregel für die Praxis könnte man empfehlen, zuerst kohle-, dann heizöl- und dann erdgasbasierte Technologien zu ersetzen. Mindestens ebenso wichtig erscheint es allerdings, anlagenspezifische Umweltbelastungen zu berücksichtigen, da diese je nach Technologie, Baujahr etc. variieren können;
- die Umwandlungseffizienz. Einerseits, weil sie die Menge Holz bestimmt, welche für eine bestimmte Menge Endenergie bereitgestellt werden muss. Andererseits, und wichtiger noch, weil sie bestimmt, wie viel nicht erneuerbare Energie mit einer bestimmten Menge Holz ersetzt werden kann;
- Schadstoffemissionen in die Luft (NO_x, Feinstaub, VOC etc.) spielen eine zentrale Rolle für fast alle betrachteten Technologien, daher sind sowohl die saubere Verbrennung als auch die Abgasreinigung wichtige Hebel, um das Ausmass der Umweltbeeinträchtigungen zu reduzieren. Um die Luftschadstoffemissionen zu begrenzen, sollte unbedingt eine möglichst saubere Verbrennung sichergestellt und bei grösseren Anlagen sollten Partikelfilter und weitere Einrichtungen zur Abgasreinigung (NO_x) installiert sein.

Kohlenstoffneutralität

Holz wurde in der bisherigen Praxis der Ökobilanzierung sowie in diversen internationalen Standards zur Kohlenstoffbilanzierung (Johnson 2009) meist als kohlenstoffneutral betrachtet, da das bei der Verbrennung emittierte CO₂ wieder in Form von Biomasse gebunden werden kann. Dass diese Annahme stark vereinfacht ist und in manchen Situationen geradezu absurd erscheint, zeigt das Beispiel eines Waldes, der komplett für die energetische Nutzung geerntet und anschliessend nicht neu gepflanzt wird (Searchinger et al 2009). Die Energieproduktion mit Holz würde als (quasi) kohlenstoffneutral bezeichnet, obwohl in Realität die Emissionen unter Berücksichtigung des permanenten Verlustes des im Wald gespeicherten Kohlenstoffs sehr hoch wären. Da die CO₂-Emissionen aus der Verbrennung von Holz und Kohle vergleichbar sind, würde in diesem Fall die Substitution von Heizöl oder Erdgas durch Holz die Klimabilanz sogar verschlimmern (Abbildung 10 links; die biogenen Treibhausgasemissionen der Biomethananlage sind durch den höheren Holzverbrauch zu erklären und bestärken erneut die Relevanz einer effizienten Umwandlung von Biomasse zu Endenergie).

Ebenso wenig eignet sich die Annahme der Kohlenstoffneutralität für den umgekehrten Fall, wenn nämlich eine Bestandsgründung auf zuvor nicht forstwirtschaftlich genutztem Land und damit möglicherweise eine erhebliche zusätzliche Kohlenstoffspeicherung stattfindet. Diese beiden Fälle werden auch als direkte Landnutzungseffekte bezeichnet, wobei zusätzlich zur oberirdischen Biomasse auch eine Veränderung des Kohlenstofflagers im Boden zu berücksichtigen ist (Fargione et al 2008). Darüber hinaus können auch indirekte Landnutzungseffekte auftreten, d.h. Folgen einer veränderten Landnutzung an einem anderen Ort. So fanden beispielsweise Searchinger et al (2008), dass die Umnutzung von landwirtschaftlichen Flächen von der Nahrungsmittel- zur Bioethanolproduktion durch die zusätzliche Nachfrage nach Mais die Abholzung von Regenwald zur Folge haben kann. Dies verschlechtert wiederum, durch den Verlust an gespeichertem Kohlenstoff, die Klimabilanz von Bioethanol erheblich. Diese Effekte sind daher zum Beispiel bei der Kultivierung von Kurzumtriebsplantagen auf landwirtschaftlichen Flächen oder auch (vermutlich mit geringeren Auswirkungen) im Zusammenhang mit einer veränderten Waldbewirtschaftung zu berücksichtigen.

Selbst unter der Annahme einer nachhaltigen Forstwirtschaft auf bestehenden Waldflächen ohne massgebliche Veränderungen im Kohlenstofflager bleibt die Tatsache, dass biogenes CO₂ in der Atmosphäre gleich wirkt wie fossiles CO₂. Man kann demnach argumentieren, dass nach einer energetischen Nutzung von Holz biogenes CO₂ so lange zum Treib-

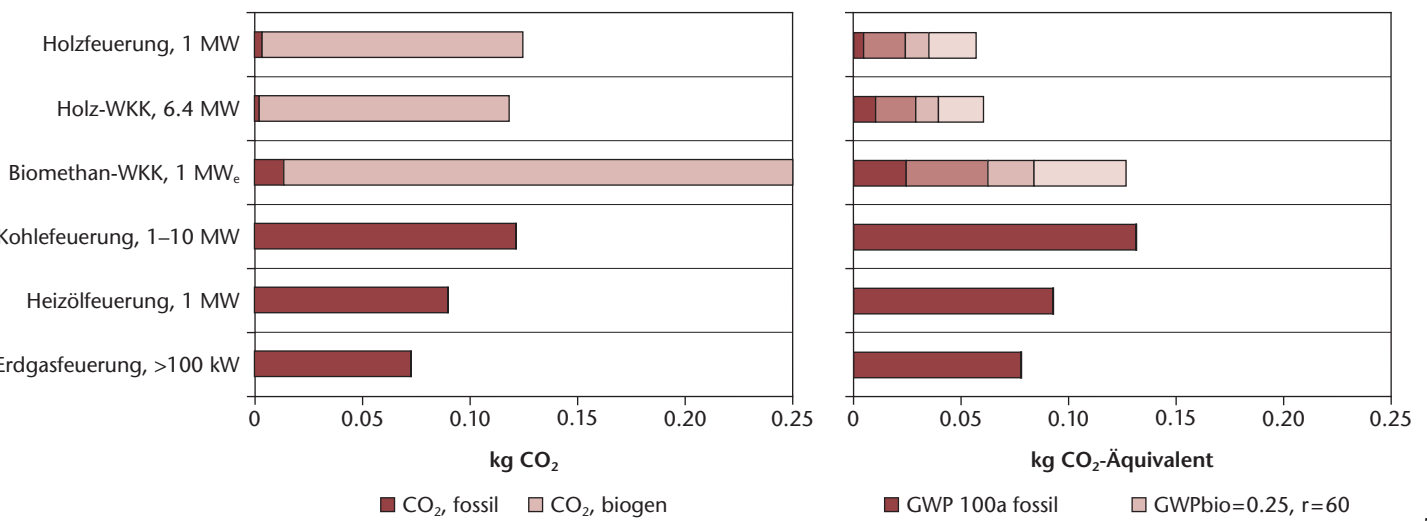


Abb 10 Links: Biogene und fossile CO₂-Emissionen der verschiedenen Technologien zur Wärmeerzeugung (1 MJ) in industriellen Anlagen; rechts: Treibhauspotenzial (GWP) fossil und biogen bei Rotationsperioden (r) von 40, 60 und 100 Jahren bei einem Zeithorizont von 100 Jahren nach Cherubini et al (2011). Die GWPbio-Werte 0.16, 0.25 und 0.43 spiegeln den relativen GWP-Beitrag einer biogenen im Vergleich zu einer fossilen CO₂-Emission in Abhängigkeit von der Rotationsperiode wider: Je schneller das CO₂ in Form von Biomasse wieder gebunden werden kann, desto niedriger ist das GWPbio (bei einer permanenten Abholzung wäre GWPbio = 1 und damit biogenes CO₂ gleich wie fossiles CO₂ bewertet). Die Balken auf der rechten Seite sind additiv zu verstehen, d.h., alle vier Balken zusammen entsprechen dem fossilen und biogenen GWP bei $r=100$.

hauseffekt beiträgt, bis es wieder in Form von Biomasse (oder anderweitig, z.B. in Ozeanen) gebunden ist. Cherubini et al (2011) haben diese zwischenzeitliche Wirkung des biogenen CO₂ in der Atmosphäre in Form von Faktoren für das Treibhauspotenzial in Abhängigkeit von der Rotationsperiode (wie schnell das CO₂ wieder gebunden wird) und vom betrachteten Zeithorizont quantifiziert (zwischen 0 und 1). Hohe Faktoren (1 = wie fossiles CO₂) wurden bei langen Rotationszeiten (z.B. 100 Jahre) und einem kurzen Zeithorizont der Betrachtung (z.B. 20 Jahre) gefunden, während schnell wachsende Kulturen (1–5 Jahre) und lange Zeithorizonte (z.B. 500 Jahre) zu niedrigen Faktoren führten (geringes Treibhauspotenzial). Abbildung 10 (rechts) zeigt beispielhaft, wie eine Berücksichtigung dieser Faktoren für die in diesem Artikel betrachteten Holzenergie-technologien zu deutlich weniger günstigen Ergebnissen führt, wenn Rotationsperioden von 40, 60 und 100 Jahren angenommen werden (GWPbio-Faktoren von 0.16, 0.25 und 0.43).

Allerdings sollte die Aussagekraft dieser Faktoren nicht überbewertet werden. So gehen die Autoren beispielsweise von einer Ernte im Kahlschlagverfahren und einer normalverteilten Wachstumskurve aus, was nicht unbedingt den durchschnittlichen Schweizer Verhältnissen entspricht. Nach dem Kahlschlag gibt es in der Regel eine Phase, in der das Waldwachstum sehr gering ist und der Boden im Zuge von Abbauprozessen ebenfalls Kohlenstoff verliert (Levasseur et al 2012). Diese Phase entfällt bei der Dauerwald- oder Femelschlagbewirtschaftung, und der Wald kann in einer dauerhaften Phase mit hohem Zuwachs und hoher Kohlenstoffspeicherung gehalten werden. Um korrekte Faktoren für die Schweizer

Verhältnisse zu benutzen, müsste man also zunächst schweizspezifische Wachstumsmodelle verwenden. Weiter stellt sich die Frage, ob einem Holznutzungs-szenario (z.B. für Energie) nicht alternative Szenarien zur Seite gestellt werden müssten (Johnson & Tschudi 2012). Beispielsweise könnte ein Nutzungsverzichts-szenario aus Sicht der Kohlenstoffbilanz kurzfristig durchaus von Vorteil sein, allerdings müssen dabei natürlich auch andere Aspekte wie die Entwicklung des Gesundheitszustands des Waldes betrachtet werden (Johnson & Tschudi 2012, Werner et al 2010, Zanchi et al 2012). Langfristig hingegen erscheint es sinnvoll, die Produktivität der genutzten Waldflächen möglichst hoch zu halten, denn je mehr (Energie-) Holz genutzt werden kann, desto mehr (Brenn-)Stoffe auf fossiler Basis können vermieden werden (Substitutionseffekt; Lippke et al 2011, Werner et al 2010).

Um diese verschiedenen Faktoren zu berücksichtigen sowie auch die zeitlich differenzierte Betrachtung der Kohlenstoffflüsse zu ermöglichen, wäre also eine dynamische Modellierung der derzeitigen Praxis in der Ökobilanzierung vorzuziehen. Neben Cherubini et al (2011) stellen auch Levasseur et al (2010) eine Methode vor, um die Zu- und Abflüsse von biogenem (und fossilem) CO₂ in die beziehungsweise aus der Atmosphäre dynamisch zu erfassen. Allerdings leiden alle Ansätze dieser Art (z.B. auch Zanchi et al 2012) unter der Tatsache, dass es für wichtige Einflussfaktoren, zum Beispiel den Zeithorizont und das Referenzszenario, derzeit weder wissenschaftliche Entscheidungsgrundlagen noch einen klaren Konsens gibt (Levasseur et al 2013, Marland et al 2013).

Darüber hinaus sollte erwähnt werden, dass, nebst dem Fehlen einer adäquaten Modellierung der

Kohlenstoffbilanz, auch andere klimarelevante Faktoren, wie die temporäre Veränderung der Albedo im Zusammenhang mit der Holzernte (Bright et al 2012) oder Partikelemissionen (welche zum Teil eine kühlende Wirkung haben), in der bisherigen Praxis der Ökobilanzierung nicht berücksichtigt werden.

Transportdistanzen

Das Thema Transportdistanzen wurde in dieser Arbeit nicht explizit untersucht. In einer früheren Arbeit konnte jedoch gezeigt werden, dass die Distanzen des Holztransports aus Umweltsicht (allerdings nicht unbedingt aus ökonomischer Sicht) im Schweizer Kontext eine eher untergeordnete Rolle spielen (Steubing et al 2014). Bei grösseren Transportdistanzen, zum Beispiel wegen des Imports von Energieholz aus Übersee, fällt dieser Faktor jedoch zunehmend ins Gewicht (Magelli et al 2009), und der Primärenergieaufwand kann sich um 20 bis 30% erhöhen (Hamelinck et al 2005), was in der Folge zu einer deutlich geringeren Substitutionswirkung führt.

Kaskadennutzung

Im gleichen Mass wie ein längeres Verweilen von biogenem CO₂ in der Atmosphäre zu einem erhöhten Treibhauspotenzial führt, wirkt sich eine längere Speicherung des Kohlenstoffs in Produkten aus Holz vor einer energetischen Nutzung (Kaskadennutzung) positiv aus. Als wichtiger Effekt kommt hinzu, dass bei der Kaskadennutzung durch die mehrfache Nutzung des Holzes (stofflich und energetisch) eine mehrfache Substitutionswirkung erzielt werden kann (Werner et al 2010). Aus diesen Gründen ist aus Umweltsicht eine möglichst hohe Kaskadennutzung anzustreben. Die direkte energetische Nutzung von Holz sollte sich demnach möglichst auf nicht mehr anderweitig nutzbare Holzsortimente beschränken.

Allerdings sind – trotz vielfältigsten Einsatzmöglichkeiten von Holz zur Substitution alternativer Materialien oder Produkte – stoffliche Nutzungen in Realität nicht immer möglich. So ist beispielsweise die Nachfrage nach Produkten aus Laubholz derzeit so gering, dass oft nur die energetische Nutzung als Alternative bleibt (Bafu 2012). Auch kann der ökologische Nutzen je nach Verwendungszweck und substituierbaren Produkten sehr unterschiedlich sein (wie in diesem Beitrag für die energetische Nutzung gezeigt). Aus diesen Gründen wird derzeit im Rahmen des Nationalen Forschungsprojektes «Ressource Holz» (NFP 66) sowohl an neuen Technologien zur Holznutzung als auch an der ökologischen Optimierung der Kaskadennutzung geforscht.

Weiterer Forschungsbedarf

Neben der schon diskutierten Frage der Kohlenstoffneutralität sind Beeinträchtigungen der Umwelt durch Holz im Rahmen der Ökobilanzierung nur teilweise erfasst. Weiterentwickelt werden müsste

die ökologische Beurteilung von Holzwertschöpfungsketten unter anderem in folgenden Bereichen:

- Feinstaubemissionen machen, wie in diesem Beitrag gezeigt, einen relevanten Teil des durch Holzenergie verursachten Umweltschadens aus (vgl. auch Baltensperger 2013, dieses Heft). Diese Aussage sollte trotz den verwendeten, nicht mehr ganz neuen Inventardaten aufgrund der nur langsamen Erneuerung des Anlagenbestandes (vgl. Primas et al 2012) weiterhin zutreffen. Neuere Anlagentypen mit optimierten Verbrennungsbedingungen bieten allerdings die Chance, Partikel- und andere Schadstoffemissionen deutlich zu senken (Boman et al 2011, Meyer 2012). Aus Sicht der Ökobilanzierung sollte (neben der Aktualisierung der Inventare) vor allem die Wirkungsabschätzung verbessert werden durch eine genauere Kategorisierung der emittierten Partikel und eine differenziertere Berechnung ihres Schadenpotenzials aufgrund ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften. Um dies zu ermöglichen, müssten die Inventardaten (Ecoinvent) konsequent erweitert werden.

- Eine räumliche Differenzierung der Ausbreitung und des Schadenpotenzials von Emissionen, auch Regionalisierung genannt, wird in der Ökobilanzierung aufgrund fehlender Inventardaten und räumlich differenzierender Methoden zur Wirkungsabschätzung bisher eher selten vorgenommen. Dennoch ist unbestritten, dass es für einige Wirkungskategorien einen erheblichen Unterschied macht, wo Emissionen entstehen oder Ressourcen entnommen werden (Mutel et al 2012). Gerade im Hinblick auf die Emission von Luftschadstoffen wäre also eine differenziertere Bewertung des Umweltschadens (z.B. durch die Berücksichtigung der Bevölkerungsdichte) angebracht (Ansätze dazu gibt es schon, Humbert et al 2009, Preiss & Klotz 2007; allerdings fehlt die Implementierung in der Standard-LCA-Software).

- Ein holzerntebedingter Nährstoffentzug, vor allem für die Maximierung der Energieholzmenge, kann unter Umständen nicht nur das Waldwachstum, sondern auch das Ökosystem Wald negativ beeinflussen (Lemm et al 2010). Dies ist bisher weder auf Inventarseite noch bei der Wirkungsabschätzung berücksichtigt.

- Die Art der Waldbewirtschaftung hat ebenfalls einen Einfluss auf die vorherrschende Artenvielfalt. Allerdings besteht derzeit weder ein hinreichendes Modell, um den Einfluss der Waldbewirtschaftung auf die Biodiversität in Schweizer Wäldern zu beschreiben, noch ein Konsens auf internationaler Ebene hinsichtlich der anzuwendenden Modellierungs- und Bewertungsmethode (Michelsen 2008).

- Auch die Multifunktionalität des Waldes (z.B. Holzertrag, Erholungsnutzen und Lawinenschutz; Hanewinkel 2011) ist innerhalb der Ökobi-

lanzierung (z.B. durch Allokation) derzeit nicht abgebildet und könnte in Zukunft mit aufgenommen werden.

Schlussfolgerungen

Der vorliegende Beitrag untersucht den Umweltnutzen der Substitution verschiedener nicht auf erneuerbaren Ressourcen beruhenden Wärme-, Strom- und Transporttechnologien durch Holzenergie. Aus Sicht des Treibhauspotenzials entsteht dabei in fast allen Fällen ein klarer Umweltvorteil. Aus Sicht der Methode der ökologischen Knappheit hingegen, die neben der Klimaerwärmung auch andere Umweltauswirkungen wie beispielsweise Luftschadstoffe berücksichtigt, ist der Vorteil allerdings nicht immer gegeben. Nach beiden Bewertungsmethoden kann der Umweltnettonutzen deutlich gesteigert werden, wenn folgende Schlüsselfaktoren berücksichtigt werden:

- die Wahl der zu substituierenden Technologie beziehungsweise des zu substituierenden Energieträgers,
- die Realisierung einer hohen Effizienz in der Umwandlung von Holz zu nutzbarer Energie,
- eine Minimierung der Luftschadstoffemissionen durch eine saubere Verbrennung und entsprechende Massnahmen zur Abgasreinigung.

Um die Entscheidungsgrundlage für den optimalen Holzeinsatz aus Umweltsicht in Zukunft zu verbessern, bedarf es jedoch weiterer Analysen. Diese sollten

- eine grössere Anzahl an Technologien sowie aktualisierte Inventare beinhalten,
- die stoffliche und energetische Holznutzung gleichzeitig betrachten, damit durch eine Kaskadennutzung ein möglichst hoher Umweltnutzen generiert werden kann,
- quantitative Restriktionen des Gesamtsystems berücksichtigen, wie zum Beispiel die Energienachfrage und die Bereitstellung mit konventionellen und anderen erneuerbaren Energien,
- Zukunftsszenarien zu Energieverbrauch, Materialkonsum, technologischen Entwicklungen und zum Einsatz anderer erneuerbarer Energien beinhalten.

Auch hinsichtlich der ökologischen Bewertungsgrundlage gibt es weiteren Forschungsbedarf. Weiterentwicklungen bei den Methoden zur Wirkungsabschätzung werden benötigt, um zum Beispiel biogenes Kohlendioxid, Feinstaubemissionen, Biodiversität oder den holzerntebedingten Nährstoffentzug besser bewerten zu können. Dies erfordert gleichzeitig auch eine feinere Differenzierung der existierenden Inventardaten, auch in räumlicher und zeitlicher Hinsicht. ■

Eingereicht: 31. März 2013, akzeptiert (mit Review): 28. August 2013

Dank

Die hier präsentierte Arbeit konnte dank der Finanzierung durch das Nationale Forschungsprogramm «Ressource Holz» (NFP 66) durchgeführt werden.

Literatur

- BAFU (2012) Jahrbuch Wald und Holz. Bern: Bundesamt Umwelt, Umwelt-Zustand 1224. 174 p.
- BALTENSPERGER U ET AL (2013) Holzfeuerungen: eine bedeutende Quelle von Feinstaub in der Schweiz. Schweiz Z Forstwes 164: 420–427. doi: 10.3188/szf.2013.0420
- BOMAN C, PETERSSON E, WESTERHOLM R, BOSTRÖM D, NORDIN A (2011) Stove performance and emission characteristics in residential wood log and pellet combustion, part 1: Pellet stoves. Energ Fuel 25: 307–314.
- BRIGHT RM, CHERUBINI F, STRØMMAN AH (2012) Climate impacts of bioenergy: Inclusion of carbon cycle and albedo dynamics in life cycle impact assessment. Environ Impact Assess 37: 2–11.
- CHERUBINI F, PETERS GP, BERNTSEN T, STRØMMAN AH, HERTWICH E (2011) CO₂ emissions from biomass combustion for bioenergy: Atmospheric decay and contribution to global warming. GCB Bioenergy 3: 413–426.
- ECOINVENT (2010) Ecoinvent, database version 2.2. Dübendorf: Empa, Swiss Center for Life Cycle Inventories.
- FARGIONE J, HILL J, TILMAN D, POLASKY S, HAWTHORNE P (2008) Land clearing and the biofuel carbon debt. Science 319: 1235–1238.
- FRISCHKNECHT R, STEINER R, JUNGBLUTH N (2008) Methode der ökologischen Knappheit – Ökofaktoren 2006. Bern: Bundesamt Umwelt. 189 p.
- GASSNER M, MARÉCHAL F (2009) Thermo-economic process model for thermochemical production of Synthetic Natural Gas (SNG) from lignocellulosic biomass. Biomass Bioenerg 33: 1587–1604.
- HAMELINCK CN, SUURS RAA, FAAIJ APC (2005) International bioenergy transport costs and energy balance. Biomass Bioenerg 29: 114–134.
- HANEWINKEL M (2011) Multifunktionalität des Waldes. Birmensdorf: Eidgenöss. Forsch. anstalt WSL, Forum Wissen. pp. 7–14.
- HUMBERT S ET AL (2009) Assessing regional intake fractions in North America. Sci Total Environ 407: 4812–4820.
- JOHNSON E (2009) Goodbye to carbon neutral: Getting biomass footprints right. Environ Impact Assess 29: 165–168.
- JOHNSON E, TSCHUDI D (2012) Baseline effects on carbon footprints of biofuels: The case of wood. Environ Impact Assess 37: 12–17.
- LEMM R (2010) Ein Modell zur Bilanzierung des holzerntebedingten Nährstoffentzugs auf Schweizer Waldböden. Schweiz Z Forstwes 161: 401–412. doi: 10.3188/szf.2010.0401
- LEVASSEUR A, LESAGE P, MARGNI M, BRANDÃO M, SAMSON R (2012) Assessing temporary carbon sequestration and storage projects through land use, land-use change and forestry: Comparison of dynamic life cycle assessment with ton-year approaches. Climatic Change 115: 759–776.
- LEVASSEUR A, LESAGE P, MARGNI M, DESCHÈNES L, SAMSON R (2010) Considering time in LCA: Dynamic LCA and its application to global warming impact assessments. Environ Sci Technol 44: 3169–3174.
- LEVASSEUR A, LESAGE P, MARGNI M, SAMSON R (2013) Biogenic carbon and temporary storage addressed with dynamic life cycle assessment. J Ind Ecol 17: 117–128.
- LIPKE B ET AL (2011) Life cycle impacts of forest management and wood utilization on carbon mitigation: Knowns and unknowns. Carbon Manage 2: 303–333.

- MAGELLI F, BOUCHER K, BI HT, MELIN S, BONOLI A (2009)** An environmental impact assessment of exported wood pellets from Canada to Europe. *Biomass Bioenergy* 33: 434–441.
- MARLAND G, BUCHHOLZ T, KOWALCZYK T (2013)** Accounting for carbon dioxide emissions. *J Ind Ecol* 17: 340–342.
- MEYER NK (2012)** Particulate, black carbon and organic emissions from small-scale residential wood combustion appliances in Switzerland. *Biomass Bioenergy* 36: 31–42.
- MICHELTSEN O (2008)** Assessment of land use impact on biodiversity: Proposal of a new methodology exemplified with forestry operations in Norway. *Int J Life Cycle Ass* 13: 22–31.
- MUTEL CL, PFISTER S, HELLWEG S (2012)** GIS-based regionalized life cycle assessment: How big is small enough? Methodology and case study of electricity generation. *Environ Sci Technol* 46: 1096–1103.
- NUSSBAUMER T (2003)** Combustion and co-combustion of biomass: Fundamentals, technologies, and primary measures for emission reduction. *Energy Fuels* 17: 1510–1521.
- PACHAURI RK, REISINGER A, EDITORS (2007)** Climate change 2007: Synthesis report. Geneva: Intergovernmental Panel Climate Change. 104 p.
- PREISS P, KLOTZ V (2007)** Description of updated and extended draft tools for the detailed site-dependent assessment of external costs. www.needs-project.org/RS1b/NEEDS_RS1b_TP7.4.pdf (7.9.2013).
- PRIMAS A, CLOS L, KESSLER FM (2012)** Schweizerische Holzenergiestatistik. Erhebung für das Jahr 2011. Zürich: Basler Hofmann. 75 p.
- SEARCHINGER T ET AL (2008)** Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science* 319: 1238–1240.
- SEARCHINGER TD ET AL (2009)** Fixing a critical climate accounting error. *Science* 326: 527–528.
- STEBUBING B, ZAH R, WAEGER P, LUDWIG C (2010)** Bioenergy in Switzerland: Assessing the domestic sustainable biomass potential. *Renew Sust Energy Rev* 14: 2256–2265.
- STEBUBING B, ZAH R, LUDWIG C (2011)** Life cycle assessment of SNG from wood for heating, electricity, and transportation. *Biomass Bioenergy* 35: 2950–2960.
- STEBUBING B, ZAH R, LUDWIG C (2012)** Heat, electricity, or transportation? The optimal use of residual and waste biomass in Europe from an environmental perspective. *Environ Sci Technol* 46: 164–171.
- STEBUBING B ET AL (2014)** Identifying environmentally and economically optimal bioenergy plant sizes and locations: A spatial model of wood-based SNG value chains. *Renewable Energy* 61: 57–68.
- WERNER F, TAVERNA R, HOFER P, THÜRIG E, KAUFMANN E (2010)** National and global greenhouse gas dynamics of different forest management and wood use scenarios: a model-based assessment. *Environ Sci Policy* 13: 72–85.
- ZANCHI G, PENA N, BIRD N (2012)** Is woody bioenergy carbon neutral? A comparative assessment of emissions from consumption of woody bioenergy and fossil fuel. *GCB Bioenergy* 4: 761–772.

Die Ökobilanz der energetischen Holzverwertung: Faktoren für einen hohen ökologischen Nutzen

Die Nutzung von Holzenergie hat in den letzten Jahren zugenommen und leistet einen wichtigen Beitrag zur Substitution nicht erneuerbarer Energiequellen. Da Energieholz eine begrenzte Ressource ist, ist es wichtig, es so einzusetzen, dass nicht nur der ökonomische Nutzen, sondern auch der Umweltnutzen möglichst gross ist. In diesem Beitrag werden die Umweltauswirkungen verschiedener auf Holz und auf nicht erneuerbaren Rohstoffen basierender Technologien zur Bereitstellung von Wärme, Strom und Transportenergie verglichen, und es wird eine Nettonutzenbetrachtung angestellt. Aus der Perspektive der Klimaerwärmung scheint die Holzenergie fast immer einen beträchtlichen Umweltvorteil zu haben. Allerdings kann sich je nach Ansatz zur Berücksichtigung des biogenen CO₂ die CO₂-Bilanz signifikant verschlechtern. Aus Sicht der Methode der ökologischen Knappheit, welche verschiedene Umweltbeeinträchtigungen gleichzeitig berücksichtigt und in einem Indikator zusammenfasst, ist der Umweltnutzen von Holzenergie weniger stark ausgeprägt. Dies liegt vor allem an der Emission von Luftschadstoffen wie Feinstaub, NO_x und leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen (VOC). Ein klarer Umweltnutzen der Holzenergie kann jedoch mit beiden Indikatoren erreicht werden, wenn die folgenden drei Faktoren während der Planung einer Holzenergieanlage berücksichtigt werden: 1) die intelligente Wahl der zu substituierenden Technologie beziehungsweise des zugrunde liegenden Energieträgers, 2) eine hohe Effizienz in der Umwandlung der Energie in der Biomasse zu Nutzenergie und 3) eine Reduktion der Luftschadstoffemissionen durch saubere Verbrennung sowie Massnahmen zur Abgasreinigung. Ebenfalls werden die Grenzen der Analyse und der gegenwärtigen Methodik der Ökobilanzierung diskutiert und der weitere Forschungsbedarf identifiziert.

Analyse de cycle de vie de l'énergie-bois: facteurs importants pour des bénéfices écologiques élevés

L'énergie-bois est de plus en plus utilisée pour remplacer des sources d'énergie non renouvelables. C'est cependant une ressource limitée et doit donc être utilisée avec circonspection, afin de maximiser non seulement les avantages économiques, mais aussi environnementaux associés à son usage. Cet article évalue les charges environnementales reposant sur des technologies basées sur l'énergie-bois et sur les matières premières non renouvelables pour la production de chaleur, d'électricité et pour le transport. Il en ressort une vue des bénéfices nets. Les résultats montrent que l'utilisation d'énergie-bois est presque toujours profitable du point de vue du réchauffement climatique, mais cet avantage peut être réduit, dépendant de la méthode du bilan carbone. D'un autre côté, la méthode de la saturation écologique, qui considère plusieurs dimensions environnementales et les combine en un indicateur unique, révèle des bénéfices environnementaux bien plus faibles pour l'énergie-bois, comparé aux énergies non renouvelables. L'une des raisons principales pour ceci sont les émissions vers l'air associées à l'énergie-bois, telles que les particules fines, les oxydes d'azote (NO_x) et le carbone organique volatil. Des bénéfices environnementaux peuvent être atteints selon les deux méthodes d'évaluation, si les trois facteurs suivants sont respectés: 1) choix réfléchi de la technologie remplacée et de son vecteur énergétique, 2) efficacité élevée de conversion de l'énergie contenue dans la biomasse en énergie finale, et 3) implémentation de mesures pour réduire les émissions vers l'air, telles que des filtres à particules, et si possible, des technologies plus avancées de nettoyage des gaz de combustion. Cet article discute enfin des limites de cette comparaison et d'une sélection de problèmes dans la méthodologie d'analyse de cycle de vie, qui nécessitent plus de recherche.