

## Totholz – Bedeutung, Situation, Dynamik

Steffen Herrmann und Jürgen Bauhus, Waldbau-Institut, Albert Ludwigs Universität Freiburg

Totholz ist ein elementarer, in Wirtschaftswäldern aber bisher vernachlässigter, Bestandteil von Waldökosystemen. Während die Totholz mengen in Naturwäldern bis zu 40 % des Gesamtholzvorrates erreichen können, sind heutzutage in europäischen Wirtschaftswäldern im Durchschnitt < 5 % Totholz vorhanden (Bütler und Schlaepfer, 2004). In unterschiedlichen Formen, z.B. stehend oder liegend, in Form von Ästen, Stammstücken oder Wurzelteilen, verschiedenen Dimensionen und **Zersetzungsgraden** ist Totholz ein wesentliches Strukturelement und erfüllt eine Vielzahl wichtiger **Funktionen**.

**Funktionen/Bedeutung:** Totholz ist ein wesentlicher Bestandteil für den Energie- und Nährstoffkreislauf und eine Schlüsselkomponente im Kohlenstoffhaushalt (Lindenmayer et al., 2002; Kimmins, 1997; Harmon et al., 1986). Nach Turner et al. (1995) gehen 10 % des in den Wäldern der USA gespeicherten Kohlenstoffs auf Totholz und 33 % auf lebende Bäume zurück. Klimaveränderungen mit ihren möglichen Auswirkungen auf **Zersetzungsraten** werden daher möglicherweise auch die Kohlenstoffsinkenfunktion von Totholz beeinflussen (Mackensen und Bauhus, 1999). Weiterhin hat Totholz eine signifikante Bedeutung für die Habitatfunktion von Wäldern. Nach verschiedenen Schätzungen sind 20-25 % aller Waldarten weltweit auf diese Ressource angewiesen (Lindenmayer et al. 2002, Siitonen 2001, Alexander 2003). Die Arten, die auf Totholz angewiesen sind, reichen von Pilzen über Flechten und Moose, Wirbellose und Vögel bis zu Säugetieren (Schuck et al. 2004). Nach Renner (1991) sind in Zentraleuropa etwa 17-20 % aller Käferarten auf Totholz angewiesen. In Deutschland sind nach einer Untersuchung von Köhler (2000) 56 % aller im Wald vorkommenden Käferarten von Totholz abhängig. Insgesamt nutzen deutschlandweit etwa 1500 höhere Pilze und 1350 Käferarten totes und absterbendes Holz als Lebensraum (Erdmann und Wilke, 1997). Nach einer Studie von Parker (1982) übertrifft die Anzahl der an Totholz gebundenen Käferarten alle terrestrischen Wirbeltiere im Verhältnis 2:1. In Verbindung mit der Bedeutung für Insekten ist Totholz für sehr viele Vogelarten, insbesondere Spechte als Nahrungsgrundlage und Brutplatz unentbehrlich (Angelstam und Mikusinski, 1994; Bücking, 1998; Bütler und Schlaepfer, 2004; Luder et al., 1983). Für die Erfüllung der Habitatfunktion ist Totholz nicht nur in ausreichender Menge (Quantität) sondern auch in ausreichender Verteilung über verschiedene **Zersetzungsstadien** hinweg (Qualität) erforderlich. Genaue Angaben zur erforderlichen Menge auf der Grundlage wissenschaftlicher Untersuchungen gibt es bisher kaum. Verschiedene Totholz abhängige Arten bevorzugen unterschiedliche Mikrohabitate, die sich durch unterschiedliche physikalische, chemische und mikro-klimatische Eigenschaften des Substrats auszeichnen. Jedes Zersetzungsstadium hat seine eigene charakteristische Artenzusammensetzung (Grove et al., 2002). Eine Reihe von Autoren hat die Veränderung (Sukzession) von Artengemeinschaften über verschiedene Zersetzungsstadien des Totholzes hinweg beschrieben (z. B. Boddy 2001, Heilmann-Clausen and Christensen 2003, Hövemeyer and Schauerermann 2003). Diese und weitere Studien demonstrieren, dass i. d. R. der Artenreichtum Holz zersetzender Organismen in den mittleren Zersetzungsstadien am höchsten ist.

Das geringe Vorkommen von Totholz im Wirtschaftswald hat dazu geführt, dass wichtige Funktionen nur noch begrenzt erfüllt werden können. So liegen, nach einer

Untersuchung von Wirth et al. (2004), die Kohlenstoffvorräte im Totholz in deutschen Wirtschaftswäldern deutlich unterhalb der möglichen Gleichgewichtsvorräte ( $2,1 \pm 1,4 \text{ t C ha}^{-1}$  gegenüber  $8,9 \pm 2,6 \text{ t C ha}^{-1}$ ). Weiterhin sind Europäische Listen bedrohter Tierarten meist dominiert von Totholz abhängigen Arten und wären wahrscheinlich noch mehr davon dominiert, wenn nicht viele dieser Arten unbekannt wären. In Großbritannien wird die Entfernung von Totholz als Hauptursache für die Gefährdung von 65 % der 150 bedrohten Waldinsektenarten angesehen (Grove et al., 2002). Nach Köhler (2000) stehen in Deutschland 60 % aller holzbewohnenden Käferarten auf der Roten Liste bedrohter Tiere, wobei die „kritischeren Gefährdungsklassen besonders stark repräsentiert sind“.

Aufgrund dieser wichtigen Ökosystemfunktionen ist Totholz mittlerweile weltweit als Schlüsselstrukturelement (Lindenmayer und McCarthy, 2002) und als Indikator einer ökologisch nachhaltigen Forstwirtschaft (Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa – MCPFE, 2003) anerkannt. In Naturschutz und Forstwirtschaft werden daher verstärkt Anstrengungen unternommen mehr Totholz im Wald zu belassen und diese Ressource zu bewirtschaften. Die wissenschaftlichen Kenntnisse zur räumlichen und insbesondere zeitlichen Variabilität (**Zersetzungsdynamik; Zersetzungsgeschwindigkeit**) von Totholz sind hierfür, speziell für europäische Wälder, noch nicht ausreichend. Für die in Mitteleuropa weit verbreiteten und in Deutschland wichtigsten Wirtschaftsbaumarten Baumarten Buche (*Fagus sylvatica*), Fichte (*Picea abies*) und Kiefer (*Pinus sylvestris*) ist beispielsweise nicht bekannt, wie lange ein umgefallener Stamm insgesamt und in den verschiedenen Zersetzungsstadien in Abhängigkeit klimatischer und holzartenspezifischer Faktoren verweilt, bevor er weitestgehend zersetzt und der darin gebundene Kohlenstoff aus dem Waldökosystem entwichen ist (siehe auch Gilg, 2005; Wirth et al., 2004).

**Zersetzungsdynamik:** Die zeitliche Variabilität (Dynamik) von Totholz wird durch den Zersetzungsprozess bestimmt, welcher neben der Verringerung der Dimension mit Veränderungen der physikalischen (Dichte, Festigkeit) und chemischen Eigenschaften (Lignin-, Zellulose-, Stickstoffkonzentration) einhergeht und sich wiederum in verschiedene Teilprozesse untergliedern lässt. Hauptprozess der Totholzzersetzung ist der Verlust von organischem Material (Kohlenstoff) aufgrund von Respiration (Veratmung) durch Mikroorganismen (Pilze und Bakterien). Nach Chambers et al. (2001) kann dieser Prozess in den Tropen bis zu 76 % des Gesamtverlustes an Kohlenstoff ausmachen. Neben der Respiration ist vor allem die durch biologische Aktivität (insbesondere Insekten) und physikalische Vorgänge (z.B. Frost) verursachte Fragmentierung von Totholz und die damit einhergehende, räumliche Verteilung von organischem Material im Ökosystem, bedeutsam. Im subalpinen Bereich kann der Fragmentierungsanteil nach Lambert et al. (1980) bis zu 63 % des Gesamtkohlenstoffverlustes ausmachen, generell wird er durchschnittlich mit etwa 30 % angegeben (Harmon und Chen, 1991; MacMillan, 1988; Yatskov, 2001). Mit fortgeschrittener Zersetzung und abnehmender Festigkeit gewinnt der Anteil der Fragmentierung zunehmend an Bedeutung (Harmon et al., 1986; Müller-Using und Bartsch, 2004). Hierbei ist zu beachten, dass Kohlenstoff damit noch nicht aus dem Ökosystem entwichen ist, sondern hauptsächlich in die Kompartimente Boden und Humusaufgabe übertragen wird.

Die, für den Hauptteil des Zersetzungsprozesses, der Respiration, verantwortlichen Mikroorganismen sind ebenso wie die an der Fragmentierung beteiligten Insekten abhängig von der Substratqualität (holzartenspezifischen Faktoren) und den klimatischen Faktoren (Mackensen et al., 2003). Nach Harmon et al. (1995) überlagert die Substratqualität, charakterisiert durch Dichte, Dimension,

Holzinhaltsstoffe (u.a. Lignin und Cellulose) und Zersetzungsstadium möglicherweise die klimatischen Faktoren. In anderen Arbeiten wurden deutliche Beziehungen zwischen klimatischen Parametern und Totholzzersetzung herausgestellt (Mackensen et al. 2003, Chambers et al. 2001). Die Zersetzungsraten scheinen dabei besonders sensibel auf Temperaturveränderungen zu reagieren.

**Zersetzungsgeschwindigkeit/Zersetzungsrate:** Für ein Totholzmanagement-Konzept ist es von grosser Bedeutung wie lange ein umgefallener Stamm insgesamt und in den verschiedenen Zersetzungsstadien verweilt, da damit die Bereitstellung spezifischen Habitats verbunden ist. Ausreichende Daten für mitteleuropäische Baumarten und Standorte sind bisher nicht vorhanden. Für Buche und Fichte gibt es einzelne Untersuchungen für spezifische Bestände und Standorte in Mitteleuropa, bzw. Deutschland. So wird die Zersetzungsgeschwindigkeit für Buche in einer Studie von Müller-Using (2005) im Solling mit ca. 35 Jahren bzw. einer durchschnittlichen Zersetzungsrate ( $k$ ) von 0,029 angegeben. Von Odor und Standovar (2003) sowie Christensen und Vesterdal (2003) wurde die Zersetzungsdauer für Standorte in Ungarn und Dänemark auf 45 bzw. 50 Jahre geschätzt. Zur Abbaurate von Fichtentotholz gibt es in Mitteleuropa eine Untersuchung von Kahl (2003) für einen Standort in Südost-Thüringen, die jedoch auf Stangenholz (Durchmesser bis 19 cm) und insgesamt 55 Stämme beschränkt und daher von begrenzter Aussagefähigkeit ist. Dabei wird eine Abbaurate von 2,7 % ( $k=0,027$ ; 37 Jahre) angegeben. Zur Zersetzungsgeschwindigkeit von Fichte und Kiefer gibt es weiterhin Angaben aus Skandinavien und den borealen Wäldern Russlands. Naesset (1999), Krankina und Harmon (1995) sowie Yatskov (2001) ermittelten dabei Zersetzungsraten von 0,033, 0,034 (ca. 30 Jahre), bzw. von 0,026-0,049 (38-20 Jahre). Ähnliche Raten wurden von Krankina und Harmon (1995) sowie Yatskov (2001) für Kiefer ermittelt: 0,033, bzw. 0,027-0,044. Aus den aufgeführten Studien ließe sich ableiten, dass sich Totholz der Buche im Vergleich zu Fichte und Kiefer am langsamsten zersetzt. Die Resistenzklassen-Einteilung der Holzarten (DIN 68364), die zumindest einen groben Anhaltspunkt hinsichtlich zu erwartender Zersetzungsgeschwindigkeit geben kann, ordnet der Buche eine Haltbarkeit von 0-5 Jahren zu, während Fichte und Kiefer mit Haltbarkeiten von 5-10, bzw. 10-15 Jahren eingeschätzt werden. Dies steht im Gegensatz zu den oben aufgeführten Untersuchungen, und zeigt, mit welchen Unsicherheiten die bisherigen Angaben behaftet sind. Die Ergebnisse der aufgeführten Untersuchungen können nicht direkt auf andere Standorte oder Regionen übertragen werden, da die Faktoren, welche die Zersetzung bestimmen, entweder nicht systematisch erhoben, oder aber nur über einen engen Ausschnitt des möglichen Variationsbereichs erfasst worden sind.

**Zersetzungsstadien/Zersetzungsgrade:** In der Regel werden Zersetzungsraten nur als Durchschnittswerte für den gesamten Betrachtungszeitraum ermittelt. Untersuchungen zur Zersetzung von Streu haben jedoch ergeben, dass sich der Gesamtzersetzungszeitraum auf der Grundlage der chemischen Substratveränderungen in unterschiedliche Phasen/Stadien mit spezifischen Zersetzungsraten unterteilen lässt, welche einem unterschiedlich starken Einfluss klimatischer Faktoren unterliegen (Berg und Matzner, 1997). Unterschiedliche Raten konnten auch für verschiedene Zersetzungsphasen des Holzes beobachtet werden (Mackensen und Bauhus 2003, Müller-Using und Bartsch 2004 Yatskov et al., 2003). Die Totholz-Situation in Wäldern wird in der Regel mittels Inventuren erfasst, die auf einer visuellen Ansprache des Zersetzungsgrads und einer Vermessung der Dimensionen beruhen. Zur Klassifizierung des Zersetzungsgrads gibt es vielfältige

Varianten (Schuck et al. 2004). In Deutschland wird hauptsächlich ein vierstufiges System nach Albrecht (1990) verwendet, welches von Müller-Using und Bartsch (2003) für Buche modifiziert wurde. Daneben gibt es ein von Stöcker (1999) entwickeltes, insgesamt 7 Totholzklassen unterscheidendes Klassifizierungssystem für Fichte und Kiefer. In Skandinavien (insbesondere Norwegen und Finnland) wird dagegen, wie auch in Nordamerika, mehrheitlich nach einem 5-stufigen System (Sollins, 1982) klassifiziert. Neben diesem existiert in Nordamerika noch ein dreistufiges System auf Basis der Eindringtiefe eines Metallstiftes (Lambert et al., 1980). Die Frage nach der notwendigen Anzahl und der Abgrenzung von Zersetzungsgraden wurde bisher nicht ausreichend beantwortet (Schuck et al. 2004, siehe auch Müller-Using und Donath, 2004).

Derzeit wird am Waldbau-Institut der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg ein Forschungsprojekt zur Zersetzungsdynamik und Kohlenstoffspeicherung liegenden Totholzes der Baumarten Buche (*Fagus sylvatica*), Fichte (*Picea abies*) und Kiefer (*Pinus sylvestris*) durchgeführt (<http://www.waldbau.uni-freiburg.de/projekte.html>). Hauptziel dieser Untersuchung ist es die Zersetzungsgeschwindigkeit liegenden Totholzes der drei Baumarten in Abhängigkeit holzartenspezifischer (Baumart, Dimension, Zersetzungsstadium) und klimatischer Faktoren (Temperatur, Niederschlag) - am Beispiel des süddeutschen Mittelgebirgsraumes - zu ermitteln und diese modellhaft abzubilden.

## Literaturverzeichnis:

1. Alexander, K. N. A. 2003. The British saproxylic invertebrate fauna. Proceedings of the second pan-European conference on saproxylic beetles.
2. Angelstam, P. and Mikusinski, G. (1994): Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest – a review. *Ann. Zool. Fennici* 31: 157-172.
3. Berg, B., Matzner, E. (1997): Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. *Environ. Rev.* 5, 1-25.
4. Boddy, L. 2001. Fungal community ecology and wood decomposition processes in angiosperms: from standing tree to complete decay of coarse woody debris. *Ecol. Bull.* 49: 43–56.
5. Bücking, W. (1998): Faunistische Untersuchungen in Bannwäldern – Holzbewohnende Käfer, Laufkäfer und Vögel. Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, 79100 Freiburg im Breisgau. Heft 203, 271 S.
6. Bütler, R., Schlaepfer, R. (2004): Wie viel Totholz braucht der Wald? *Schweiz. Z. Forstwes.* 155, 2: 31-37.
7. Chambers, J.Q., Schimel, J.P., Nobre, A.D. (2001): Respiration from coarse wood litter in central Amazon forests. *Biogeochemistry* 52: 115-131.
8. Christensen, M., Vesterdal, L. (2003): Physical and chemical properties of decaying beech wood in two Danish forest reserves. *Nat-Man Working Report* 25.
9. Erdmann, M., Wilke, H., (1997): Quantitative und qualitative Totholzerfassung in Buchenwirtschaftswäldern. *Forstwiss. Cbl.*, 116: 16-28.
10. Grove, S., Meggs, J., Goodwin, A. (2002): A review of biodiversity conservation issues relating to coarse woody debris management in the wet eucalypt production forests of Tasmania. *Forestry Tasmania*, Hobart, 72 pp.
11. Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Lienkaemper, G.W., Cromack, K.J., Cummins, K.W. (1986): Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133-302.
12. Heilmann-Clausen, J. and Christensen, M. 2003. Fungal diversity on decaying beech logs – implications for sustainable forestry. *Biodiversity Conservation* 12: 953–973.
13. Hövemeyer, K. and Schauerermann, J. 2003. Succession of Diptera on dead beech wood: a 10-year study. *Pedobiologia* 47: 6–75.
14. Kahl, T. (2003): Abbauraten von Fichtentotholz (*Picea abies* (L.) Karst.) – Bohrwiderstandsmessungen als neuer Ansatz zur Bestimmung des Totholzabbaus, einer wichtigen Größe im Kohlenstoffhaushalt mitteleuropäischer Wälder. Magisterarbeit Friedrich-Schiller-Universität Jena, 98 S.

15. Kimmins, J.P. (2004): *Forest Ecology – A Foundation for Sustainable Management*. Third Edition. Prentice-Hall, New Jersey. 611 S.
16. Köhler, F., (2000): *Totholzkäfer in Naturwaldzellen des nördlichen Rheinlandes. Vergleichende Studien zur Totholzkäferfauna Deutschlands und deutschen Naturwaldforschung*. Landesamt für Agrarordnung NRW, Löbfi.
17. Krankina, O.N., Harmon, M.E. (1995): Dynamics of the dead wood carbon pool in northwestern Russian boreal forest. *Water Air Soil Polut.* 82: 227-238.
18. Lambert, R.L., Lang, G.E., Reiners, W.A. (1980): Loss of Mass and Chemical Change in Decaying Boles of a Subalpine Balsam Fir Forest. *Ecology*, 61(6): 1460-1473.
19. Lindenmayer, D.B., Claridge, A.W., Gilmore, A.M., Michael, D., Lindenmayer, B.D. (2002): The ecological roles of logs in Australian forests and the potential impacts of harvesting intensification on log-using biota. *Pacific Conservation Biology* Vol.8: 121-140.
20. Luder, R., Schwager, G., Pfister, H.P. (1983): Häufigkeit höhlen- und nischenbrütender Vogelarten auf Wald-Testflächen im Kanton Thurgau und ihre Abhängigkeit von Dürholzvorkommen. *Der Ornithologische Beobachter* 80: 273-280.
21. Mackensen J., Bauhus J. (2003): Decay of coarse woody debris of *Pinus radiata*, *Eucalyptus regnans* and *Eucalyptus maculata* in south-eastern Australia: Comparing density loss with respiration rates. *Soil Biology and Biochemistry* 35, 177-186.
22. Mackensen J., Bauhus J., Webber E. (2003): Decomposition rates of coarse woody debris - A review with particular emphasis on Australian tree species. *Australian Journal of Botany* 51, 27-37.
23. Mackensen, J., Bauhus, J. (1999): The decay of coarse woody debris. National Carbon Accounting System, Technical Report No.6, Australian Greenhouse Office, Commonwealth of Australia, Canberra, 40 p.
24. Müller-Using, S. (2005): *Totholzdynamik eines Buchenbestandes im Solling*. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe A, Bd. 193, 175 S..
25. Müller-Using, S., Bartsch, N. (2004): Dynamics of Woody debris in a Beech (*Fagus sylvatica* L.) Forest in central Germany. *Proceedings of 7<sup>th</sup> International Beech Symposium – Teheran May 10-20 2004*.
26. Müller-Using, S., Donath, C. (2004): Patterns of log decay in a *Fagus sylvatica* forest. Posterbeitrag, Nat-Man/ProSilva conference, August 4-8 2004, Denmark.
27. Müller-Using, S., Bartsch, N. (2003): *Totholzdynamik eines Buchenbestandes (Fagus sylvatica L.) im Solling – Nachlieferung, Ursache und Zersetzung von Totholz*. *AFZ* 174: 122-130.
28. Naesset, E. (1999): Decomposition rate constants of *Picea abies* logs in southeastern Norway. *Can. J. For. Res.* 29: 372-381.
29. Ódor, P., Stándovar, T. (2003): Changes of physical and chemical properties of dead wood during decay. *Nat-Man Working Report* 23.
30. Parker, S.P. (1982): *Synopsis and Classification of Living Organisms*. McGraw-Hill, New York.
31. Renner, K. (1991): Sukzession der Käferfauna an Alt- und Totholz von Laubbäumen in der halboffenen Landschaft. *NZ NRW Seminarberichte* H. 10: 19-21.
32. Schuck, A., Meyer, P., Menke, N., Lier, M., Lindner, M. (2004): Forest Biodiversity Indicator: Dead Wood – A Proposed Approach towards Operationalising the MCPFE Indicator. In: Marco Marchetti (ed.) *Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe – From Ideas to Operationality*. *EFI Proceedings* No. 51, 2004.
33. Siitonen, J. (2001): Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecol. Bull.* 49: 11-41.
34. Sollins, P. (1982): Input and decay of coarse woody debris in coniferous stands in western Oregon and Washington. *Can. J. For. Res.* 12: 18-28.
35. Stöcker, G. (1999): Merkmale und Typisierung von liegendem Totholz in Urwäldern und Naturwäldern mit Fichte und Kiefer. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.* 33: 24-32.
36. Turner, D.P., Koerber, G.J., Harmon, M.E., Lee, J.J. (1995): A Carbon Budget for Forests of the Conterminous United States. *Ecological Applications* 5, 421-436.
37. Wirth, C., Schulze, E.-D., Schwalbe, G., Tomczyk, S., Weber, G., Weller, E. (2004): *Dynamik der Kohlenstoffvorräte in den Wäldern Thüringens. Abschlussbericht zur 1. Phase des BMBF-Projektes „Modelluntersuchung zur Umsetzung des Kyoto-Protokolls“*. Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei. *Mitteilungen* 23/2004, 308 S.
38. Yatskov, M. (2001) *A chronosequence of wood decomposition in the boreal forests of Russia*. Master of Science Thesis, Oregon State University. 125 S.
39. Yatskov, M., Harmon, M.E., Krankina, O.N. (2003) *A chronosequence of wood decomposition in the boreal forests of Russia*. *Can. J. For. Res.* 33: 1211-1226.