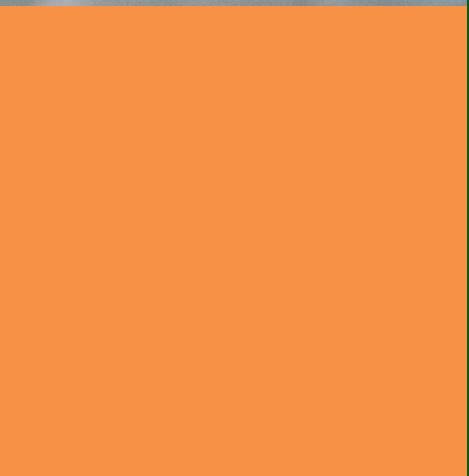


Landbauforschung

Applied Agricultural and Forestry Research

Vol. 64
No. 2 · 06.2014



Landbauforschung

Applied Agricultural and Forestry Research

Landbauforschung *Applied Agricultural and Forestry Research* ist eine wissenschaftliche Zeitschrift, in der Forschungsergebnisse zu gesellschaftlich relevanten Themen veröffentlicht werden, die einen Bezug zur Landwirtschaft, zur Forstwirtschaft und zur ländlichen Entwicklung aufweisen. Die Zeitschrift ist damit explizit disziplinenübergreifend ausgerichtet.

Erwünscht sind insbesondere anwendungsorientierte wissenschaftliche Beiträge, die interdisziplinär angelegt sind oder die ausgeprägte Bezugspunkte zu anderen Fachdisziplinen aufweisen.

Der geographische Fokus der Zeitschrift liegt auf Deutschland und Europa.

Landbauforschung *Applied Agricultural and Forestry Research* wird vom Thünen-Institut herausgegeben und erscheint vierteljährlich. Die Beiträge unterliegen einer doppelt-anonymen Begutachtung (double blind peer review). Sie können in Englisch oder Deutsch verfasst sein.

Für den Inhalt der Beiträge sind die Autoren/Autorinnen verantwortlich. Eine Haftungsübernahme durch die Redaktion erfolgt nicht.

Mit der Einsendung von Manuskripten geben die Verfasser/Verfasserinnen ihre Einwilligung zur Veröffentlichung. Die von den Autoren/Autorinnen zu beachtenden Richtlinien zur Einreichung der Beiträge sind unter www.ti.bund.de/landbauforschung oder bei der Geschäftsführung erhältlich.

Indexiert in: CAB International, Science Citation Index Expanded, Current Contents – Agriculture, Biology & Environmental Sciences, Scopus, Web of Science.

Herausgeber
Johann Heinrich von Thünen-Institut

Schriftleitung
Prof. Dr. Andreas Bolte,
Prof. Dr. Peter Weingarten

Geschäftsführung
Dr. Matthias Rütze
Tel. +49 (0) 40 - 73962 247
Leuschnerstraße 91
21031 Hamburg, Germany
landbauforschung@ti.bund.de
www.ti.bund.de

Grafikdesign und Satz
Karin Tamoschat-Depolt, Thünen-Institut
Heidrun Fornahl, Thünen-Institut

Fotos Umschlagseite
Katja Seifert, Thünen-Institut (2),
Michael Welling, Thünen-Institut (1)

ISSN 0458-6859

Gedruckt auf FSC-zertifiziertem Papier

Alle Rechte vorbehalten.

Landbauforschung *Applied Agricultural and Forestry Research* is a scientific journal, concerning about the latest research results of socially relevant issues related to agriculture, forestry and rural development. The journal is targeted explicitly to interdisciplinary topics.

Particularly welcome are application-oriented scientific contributions with an interdisciplinary approach or have a close connection with other research areas.

The geographical focus of the journal is Germany and Europe.

Landbauforschung *Applied Agricultural and Forestry Research* is published by the Thünen Institute and appears quarterly. Contributions are subject to a double blind peer review. Articles may be written in English or German.

Authors are responsible for the content of their articles. The publishers are not liable for the content.

With the submission of a manuscript, the authors grant permission for publication. The guidelines for the submission of manuscripts can be found under www.ti.bund.de/landbauforschung or obtained from the publishers.

Indexed in: CAB International, Science Citation Index Expanded, Current Contents – Agriculture, Biology & Environmental Sciences, Scopus, Web of Science.

Publisher
Johann Heinrich von Thünen Institute

Editor in Chief
Prof. Dr. Andreas Bolte,
Prof. Dr. Peter Weingarten

Managing Editor
Dr. Matthias Rütze
Phone +49 40 - 73962 247
Leuschnerstraße 91
21031 Hamburg, Germany
landbauforschung@ti.bund.de
www.ti.bund.de

Graphic Design and Typesetting
Karin Tamoschat-Depolt, Thünen Institute
Heidrun Fornahl, Thünen Institute

Photos cover pages
Katja Seifert, Thünen Institute (2),
Michael Welling, Thünen Institute (1)

ISSN 0458-6859

Printed on FSC-certified paper

All rights reserved.

Inhalt

Content

- Martin Banse, Franziska Junker, Anne Gerdien Prins , Elke Stehfest, Andrzej Tabeau, Geert Woltjer, and Hans van Meijl
Global impact of multinational biofuel mandates on land use, feedstock prices, international trade and land use greenhouse gas emissions
- 59 Einfluss weltweiter Biokraftstoffpolitiken auf Landnutzung, Agrarpreise, internationalen Handel und landnutzungsbedingte Treibhausgasemissionen
- Ralf Kätsel, Thomas Kamp, Aki Michael Höltken, Frank Becker, Helmut Josef Riederer und Jens Schröder
Die Vorkommen der Flaum-Eiche und ihrer Hybriden nördlich der Alpen
- 73 Populations of Pubescent Oak (*Quercus pubescens* Willd.) and its hybrids north of the Alps
- Marek Schildbach
Untersuchungen zur abiotischen Resistenz von Pappeln
- 85 Analysis of abiotic resistance of poplars
- Martin Hofmann
Dienende Baumart mit Potenzial nach oben? Ergebnisse eines Hainbuchen-Herkunftsversuches in Niedersachsen
- 99 Hornbeam-accompanying tree species with perspective? Results of a provenance trial in Lower Saxony
- Helmut Grotehusmann
Prüfung von 25 jährigen Absaaten aus Kiefern-Samenplantagen
- 107 Test of Norway spruce seed orchard progenies at age 25
- Bassel Ibrahim, Mathias Schlegel, and Norbert Kanswohl
Investigation of applicability of wetland biomass for producing biochar by hydrothermal carbonization (HTC)
- 119 Untersuchung zur Anwendbarkeit von Moorbiomasse für die Biokohleherstellung durch hydrothermale Karbonisierung (HTC)

Global impact of multinational biofuel mandates on land use, feedstock prices, international trade and land-use greenhouse gas emissions

Martin Banse*, Franziska Junker*, Anne Gerdien Prins ***, Elke Stehfest***, Andrzej Tabeau**, Geert Woltjer**, and Hans van Meijl**

Abstract

This article analyzes the consequences of enhanced biofuel demand in regions and countries of the world that have announced plans to implement or expand on biofuel policies. The analysis considers not only mandatory blending targets for transportation fuels, but also voluntary ones. The chosen quantitative modeling approach is two-fold: it combines a multi-sectoral economic model (LEITAP) with a spatial bio-physical land use model (IMAGE 2.4). This paper adds to existing research by considering biofuel policies in the EU, the US and various other countries with considerable agricultural production and trade, such as Brazil, India and China. Moreover, the combination of the two modeling systems allows for the observation of changes in both economic and bio-physical indicators.

The results show that some indicators with high political relevance, such as agricultural prices and greenhouse gas emissions from land use, do not necessarily react proportionally to increasing demand for agricultural products from the biofuel sector. This finding should be considered when designing biofuel policies because these indicators are directly relevant for food security and climate change.

Keywords: *biofuel mandates, land use changes, greenhouse gas emissions*

Zusammenfassung

Einfluss weltweiter Biokraftstoffpolitiken auf Landnutzung, Agrarpreise, internationalem Handel und landnutzungsbedingte Treibhausgasemissionen

Dieser Artikel analysiert die Folgen der verstärkten Biokraftstoffnachfrage in verschiedenen Regionen bzw. Ländern, die Pläne zur Implementierung oder zur Erweiterung bestehender Biokraftstoffpolitiken angekündigt haben. Die Analyse berücksichtigt nicht nur verpflichtende, sondern auch freiwillige Beimischungsziele für Kraftstoffe. Der hier gewählte quantitative Ansatz kombiniert zwei unterschiedliche Modelle: Zum einen ein gesamtwirtschaftliches Wirtschaftsmodell (LEITAP) und zum anderen ein räumliches biophysikalisches Landnutzungsmodell (IMAGE). Dieses Papier ergänzt die bestehenden Forschungsergebnisse durch eine umfassende Berücksichtigung von Biokraftstoffpolitiken nicht nur in der EU und den USA, sondern auch in verschiedenen anderen Ländern wie Brasilien, Indien und China.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich Agrarpreise und Treibhausgasemissionen aufgrund von Landnutzungsänderungen nicht proportional zur steigenden Nachfrage nach landwirtschaftlichen Rohprodukten für die Biokraftstoffproduktion verändern. Dieses hinsichtlich Lebensmittel sicherung und Klimawandel wesentliche Ergebnis sollte bei einer notwendigen Neugestaltung von Biokraftstoffpolitik in Betracht gezogen werden.

Schlüsselworte: *Verpflichtende Biokraftstoffbeimischungen, Landnutzungsänderungen, Treibhausgasemissionen*

* Johann Heinrich von Thünen Institute (TI), Braunschweig, Germany

** Agricultural Economic Research Institute LEI-WUR, The Hague, The Netherlands

*** PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, Bilthoven, The Netherlands

1 Introduction

Since 2001, rapid growth of biofuel production has been observed, driven by high crude oil prices and a growing interest in reducing greenhouse gas (GHG) emissions. High oil prices have encouraged innovations to reduce crude oil consumption, and governments worldwide have thought it necessary to stimulate the production and consumption of biofuel. To ensure a certain level of reduction of GHG emissions, policies have been established, such as blending targets. These quantitative measures set goals for the share of renewable fuels (biofuel) in fuel consumption. Mandatory and voluntary targets are currently imposed on the use of liquid biofuel in many major world economies, with the exception of Russia (Sorda et al., 2010).

The consequences of biofuel policies on agricultural markets and GHG emissions have been analyzed in numerous papers. An extensive overview of earlier studies can be found in Rajagopal and Zilberman (2007). More recent studies include Elobeid and Hard (2007), Banse et al. (2008), Dehue and Hettinga (2008), Eickhout et al. (2008), Lampe (2008), Searchinger et al. (2008), Al-Riffai et al. (2010), EPA (2010), Hertel et al. (2010, 2010a), Mulligan et al. (2010), Beckmann et al. (2011) and Britz and Hertel (2011).

The majority of these studies analyze either the impact of the 2009 EU Directive on Renewable Energy (DRE) or the consequences of the 2007 US Energy Independence and Security Act (EISA). Lampe (2008) and Hertel (2010) assess a joint implementation of both the US and the EU programs, but even these latter two studies ignore the fact that not only the US and the EU but also several other major world economies have announced biofuel targets. This is an important shortcoming because regions that are implementing biofuel targets that are not covered by these analyses are often significant players in agricultural markets. Consequently, changes in the demand for biofuel crops and biofuel in these countries are likely to have a considerable impact on international agricultural markets and on the environment.

Despite the importance of this issue, research on the consequences of simultaneous implementation of biofuel policies in several major world economies is less developed. However, Msangi et al. (2007) and Rosegrant et al. (2008) study the impact of simultaneously growing biofuel production in China, India, Brazil, the US and the EU. They concentrate their analysis on issues of food security and water use. Fabiosa et al. (2009) investigate implications of an expansion of ethanol production in the same country group, but do not consider the developments of the biodiesel sector. A recent study by Timilsina et al. (2010) addresses this issue but lacks an analysis of environmental indicators, particularly GHG emissions. Similarly, Sorda and Banse (2011) implement a scenario that covers announced biofuel policies in the EU, Brazil, Canada, Mexico, the US, Japan, South Korea and the Rest of Asia as well as South Africa. Focus of the analysis is the German agricultural sector. Changes in GHG emissions do not form part of their research question. An analysis of the impact of the global implementation of all announced biofuel policies is provided by Beckmann et al. (2011), but their paper does not consider economic variables.

In this paper, we assess the economic and bio-physical impacts of the implementation of all announced biofuel policies using an integrated approach. To disentangle the effects and to establish a basis for comparison with other studies, the scenario is developed stepwise. First, we examine the effect of joint biofuel mandates in the EU and the US. Second, we add the policies of those countries that have announced mandatory biofuel targets, such as Canada, Brazil, India and others. Finally, the policies of countries with voluntary targets (i.e., Australia, China and Japan) are added. We analyze the impact of these joint biofuel mandates on land, food production, total GHG balance, trade and prices of agricultural commodities. By using the Computable General Equilibrium (CGE) model LEITAP together with the integrated assessment model IMAGE, we are able to treat the cross-sectoral effects of biofuel mandates, geographically explicit land use, and environmental effects, such as GHG balances and carbon stocks, in a consistent manner.

For a better understanding of the policy background against which this study was conducted, an overview of biofuel policies around the globe will be provided in the next section.

2 Biofuel policies

A wide range of policy instruments are used to encourage and support biofuel production, as seen in FAO (2008), Rajagopal and Zilberman (2007), and Sorda et al. (2010). The policy interventions exist because biofuel production is rarely economically viable, and it must be supported to become competitive. This is done by applying policy instruments such as subsidies and tax exemptions. Other forms of support include policy measures that influence the biofuel supply chain directly or indirectly via subsidies for technological innovation, production factor subsidies, government purchases and investments in infrastructure for biofuel storage, transportation and use. Furthermore, tariff barriers for biofuel are often implemented to protect domestic producers. These policy measures stimulate biofuel production but do not ensure that a country will meet the production level required to, for example, meet certain GHG emission reduction targets. Therefore, many countries set targets, known as biofuel blending mandates, for the share of renewable fuels (biofuel) in fuel consumption.

As mentioned earlier, mandatory and voluntary targets for liquid biofuels are currently imposed in all major world economies, with the exception of Russia. In the EU, the US, Canada, Brazil, Argentina, Colombia, India, Thailand, Indonesia and the Philippines, mandatory requirements have been introduced for both ethanol and biodiesel. Paraguay and Ecuador apply ethanol mandates, and Uruguay and Thailand apply biodiesel mandates. The targets are set at different levels. In the EU, a 10 % share of energy from renewable sources in total transport energy consumption will be obligatory in 2020. By 2022, 36 billion gallons of renewable fuels must be used in US transportation. Canadian mandates require 5 % renewable content in petrol by 2010 and 2 % renewable

content in diesel fuel and heating oil by 2012. In the remaining countries, targets are mainly set for E10 and B5¹ in 2010 and should increase over time to E10+ and B20+. For instance, the Brazilian target for 2013 is E25, and in Indonesia, the mandatory level of biofuel consumption is supposed to increase to E15 and B20 by 2025. China, Japan and Australia have set non-binding targets for biofuel production. A more detailed description of worldwide biofuel policies can be found in Sorda et al. (2010).

In the next chapter, after a brief look at data issues and the modeling framework, we will describe how the information above has been translated into policy scenarios.

3 Quantitative Approach

3.1 Database

The analysis is based on version 6 of the GTAP data, Dimaranan (2006). The GTAP database contains detailed bilateral trade, transport and protection data to characterize economic relations among regions, coupled with individual country input-output databases to account for intersectoral linkages. All monetary values of the data are in \$US million, and the base year for version 6 is 2001. This version of the database divides the world into 87 regions and distinguishes 57 sectors in each of the regions. That is, for each of the 87 regions there are input-output tables with 57 sectors that depict the backward and forward linkages amongst activities.

The initial database was aggregated and adjusted to implement two new sectors, ethanol and biodiesel, represented by biofuels in the model. These new sectors produce two products each, the main product and a co-product or by-product. The ethanol by-product is Dried Distillers Grains with Solubles (DDGS), and the co-product associated with biodiesel is oilseed meal (BDBP). Other co-products, such as glycerol from biodiesel production, are not analyzed explicitly.

After aggregations, we distinguish 45 regions, 26 sectors and 28 products. The sectoral aggregation includes, among others, agricultural activities that use land (e.g., rice, grains, wheat, oilseed, sugar, horticulture, other crops, cattle, pork and poultry, and milk), the petrol industry that demands fossil resources (crude oil, gas and coal) and bioenergy inputs (ethanol and biodiesel), and biofuel production by-products. The regional aggregation includes most of the EU member countries individually. Exceptions are Belgium and Luxembourg, the Baltic countries, Malta, Cyprus, Bulgaria, Romania and Croatia, which form part of regional aggregates. Outside the EU, the analysis covers all important countries and regions from an agricultural production and demand point of view.

3.2 Modeling framework

3.2.1 The LEITAP model

In the combined economic and biophysical modeling approach adopted in this study, the LEITAP model is used to calculate the economic part of the approach. LEITAP is a multi-regional, multi-sectoral, static, applied general equilibrium model based on neo-classical microeconomic theory (see Nowicki et al., 2006 and van Meijl et al., 2006). It is an extended version of the standard GTAP model, as described in Hertel (1997). The core of the GTAP and LEITAP models is an input–output model that links industries in a value-added chain starting with primary goods, following continuously higher stages of intermediate processing, and ending with the final assembly of goods and services for consumption. Extensions incorporated in the LEITAP model include improved treatment of the agricultural sector (through, for example, various imperfectly substitutable types of land, an improved land allocation structure, endogenous land supply and the possibility of substitution between various animal feed components), agricultural policies (such as production quotas and different land-related payments) and the biofuel sector (capital – energy substitution, fossil fuel – biofuel substitution). On the consumption side, a dynamic CDE (Constant Difference of Elasticities) expenditure function was implemented that allows for changes in income elasticities when real GDP per capita changes. In the area of factor markets, the segmentation and imperfect mobility between agricultural and non-agricultural labor and capital was introduced.

To model biofuel use in fuel production, we adapt the nested CES function of the GTAP-E model from Burniaux and Truong (2002) and extend it for the petrol sector (Figure 1). To introduce the substitution possibility between crude oil, ethanol and biodiesel², we model different intermediate input nests for the petrol sector. The nested CES structure implies

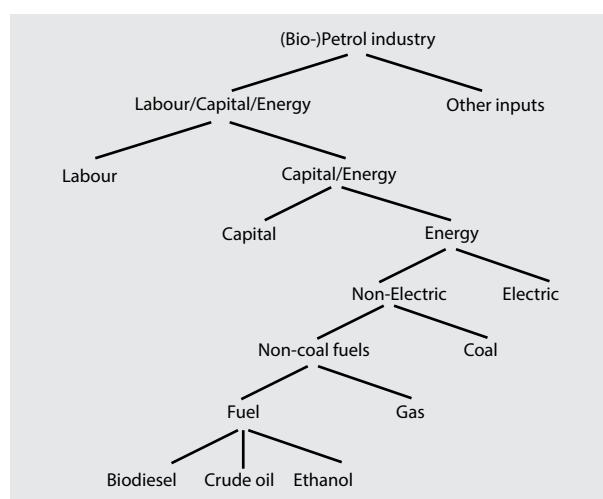


Figure 1
The (bio-) petrol industry nested production structure

¹ E# describes the percentage of ethanol in the ethanol-petrol mixture by volume; for example, E10 stands for fuels with 90 % petrol and 10 % ethanol. B# describes the percentage of biodiesel in the biodiesel-diesel mixture by volume; for example, B5 stands for diesel fuel with 95 % ('fossil') diesel and 5 % biodiesel.

² Both bioethanol and biodiesel refer to biofuels produced from 'traditional' feedstocks such as corn or oilseeds. Biofuels produced from non-food crops (so-called 'second generation biofuels' are not explicitly modelled).

that biofuel demand is determined by the relative prices of crude oil versus ethanol and biodiesel, including taxes and subsidies.

The feed by-products of biofuel production (DDGS and BDBP) are demanded only by the livestock sectors in LEITAP. This demand is generated through the substitution process in the feed nest in the livestock sector. To model substitution between different feed components and feed by-products of biofuel production, we use a two-level CES nest describing the substitution between different inputs in the animal feed mixture production (Figure 2). The top level describes the substitution possibility between concentrated feed and its components and grassland (i.e., roughage). The lower intermediate level describes the composition of different types of feed commodities (cereal, oilseeds, by-products and other compound feed).

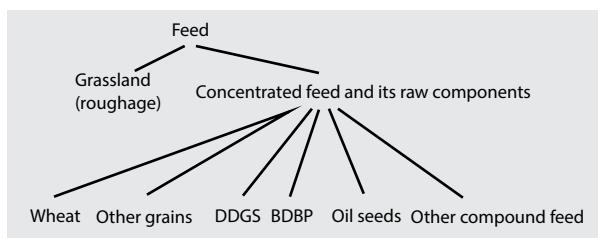


Figure 2
The animal feed nested structure

3.2.2 The IMAGE 2.4 model

IMAGE 2.4 is an integrated assessment model used for climate change and/or global land use analysis; see Alcamo (1994), Alcamo et al. (1998), and Bouwman et al. (2006). Together with LEITAP, IMAGE 2.4 has been used in several studies, see Nowicki et al. (2006), Rienks (2007), and OECD (2008), to simulate the biophysical consequences of policies, based on environmental indicators, such as agricultural land use, energy and land use emissions. For this analysis IMAGE 2.4 results refers uniquely to indirect land-use changes, and not to net GHG emissions. The link between LEITAP and IMAGE 2.4 is established in two ways. First, LEITAP uses a land supply curve for each region in such a way that it takes into account the scarcity of the land available for agriculture. These land supply curves are derived from IMAGE 2.4 data according to the methods in van Meijl et al. (2006). Second, the results of LEITAP (i.e., changes in agricultural production (including biofuels) and in the productivity of agriculture) are fed into IMAGE 2.4 to analyze changes in the land use system. In IMAGE 2.4, the land use system is simulated globally at a grid level (0.5 by 0.5 degrees) leading to land-specific CO₂ emissions and sequestration. For each grid cell, seven major carbon pools are distinguished in plants and in the soil, according to Klein Goldewijk et al. (1994). Furthermore, other land related emissions, such as CH₄ from animals and N₂O from fertilizer use, are determined as in Bouwman et al. (2006). Emissions feedback on the climate system is taken into account and ultimately results in changes in the productivity of agriculture and natural biomes, Leemans et al. (2002).

3.3 Scenario description

The scenarios are built on a reference scenario (NoBFM) that assumes no mandatory use of biofuels in any part of the world. The assumptions concerning the development of real GDP and population growth for EU countries are taken from the AGMEMOD model database, Bartova L, M'barak R (eds) (2008) and from USDA (2011) for the rest of the world. Based on stylized facts about long-term economic growth, we assume that capital is growing at the same rate as the GDP, and employment is growing at the same rate as the population.

The crude oil price development, which also determines the competitiveness of biofuel vis-a-vis fossil energy, is determined endogenously in the model. However, it is significantly driven by assumed future crude oil production derived from IEA (2008, 2009). In the first stage, we translate the macroeconomic growth and crude oil production projections into the country-specific efficiency of natural resource utilization in the crude oil sector. The technological assumptions obtained in this way are used in the simulation experiments. They show decreasing productivity of natural resources in the crude oil sector for almost all regions, which is generally consistent with the observed and expected decline of output from oilfields, IEA (2008).

As far as the policy is concerned, we assume the continuation of all policies legislated in 2010 throughout the projection period, including agricultural policies as well as policies related to bioenergy. For example, we implemented the EU Renewable Energy Directive as well as the EU 2003 CAP reform.

In view of the description in Section 2, we conduct three biofuel- policy experiments:

- The first scenario comprises the DRE of the EU as well as the EISA of the US. We denote this policy setting as **EU & US-BFM**.
- The second scenario implements biofuel targets for all countries in which they are mandatory. In addition to the US and the EU, this scenario covers Canada, Brazil, Argentina, Colombia, Paraguay, Ecuador, South Africa, India, Indonesia, Thailand and the Philippines. This scenario will be called the **Glob-BFM** scenario.
- The third scenario is established with mandatory and voluntary biofuel targets implemented for all countries. Specifically, in addition to the Glob-BFM scenario, we consider China, Japan and Australia, and we call this policy setting **Glob-BFM & Vol**. It is assumed that the voluntary targets are met and that voluntary biofuel blending is implemented in the same way as in binding targets.

This stepwise approach allows us to depict not only the global biofuel mandate effect but also to examine how much the effect of biofuel policies is misestimated when only the biofuel mandates for the EU and the US are investigated.³

³ An overview of biofuel mandates implemented for 2030 in different scenarios can be found in Table 2 in the Annex.

It should be noted that requirements concerning second generation biofuels could not be incorporated in a way that would allow for applied policy analysis. This is due to the extremely limited information on current production structures as well as the highly uncertain future development of the sector. In cases in which second generation biofuels form part of a biofuel mandate, e.g. as for the EISA of the US, the biofuel target implemented into the model was corrected for the quantities earmarked to come from non-food crops, waste etc.

The following section presents the results for the reference scenario NoBFM, which does not assume any mandatory blending targets, and the three policy scenarios. Due to limited space, the impacts of biofuel policies are presented only at the aggregated regional and commodity level. Note that under the three policy scenarios, only the blending obligations for different countries or regions are altered. All other policy instruments remain unchanged compared to the reference scenario.

4 Results and discussion

4.1 Effects on agricultural markets

Not surprisingly, world prices of agricultural products increase with enhanced biofuel consumption triggered by biofuel policies. This is especially the case for those products that are directly used as an input to the biofuel industry, such as cereals, oilseeds, sugar beet and sugar cane.

Figure 3⁴ shows the changes in real agricultural prices relative to the reference scenario. Under the EU & US-BFM scenario, world prices rise relative to the reference scenario at only a moderate rate. Among agricultural products, the most pronounced effect is observed for oilseeds, which increase by roughly 8 % above the level in the reference scenario. The impact of biofuel production on world prices becomes more obvious under the second policy scenario, in which all regions with mandatory blending policies implement their target. In this case, international grain prices, as opposed to oilseed prices, see the largest increase, more than 30 % relative to the reference scenario. This reflects the fact that, at the global level, ethanol consumption dominates the biofuel sector. This situation contrasts with the situation in the EU, where biodiesel dominates the market for biofuels. The results also show that the price effect of the Glob-BFM scenario is stronger than that of the EU & US-BFM, despite the fact that the increase in the global biofuel share is similar.

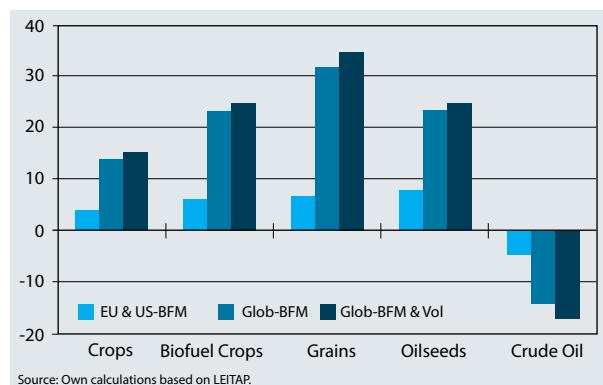


Figure 3

Change in real world prices, in percentages, 2020 relative to NoBFM Scenario

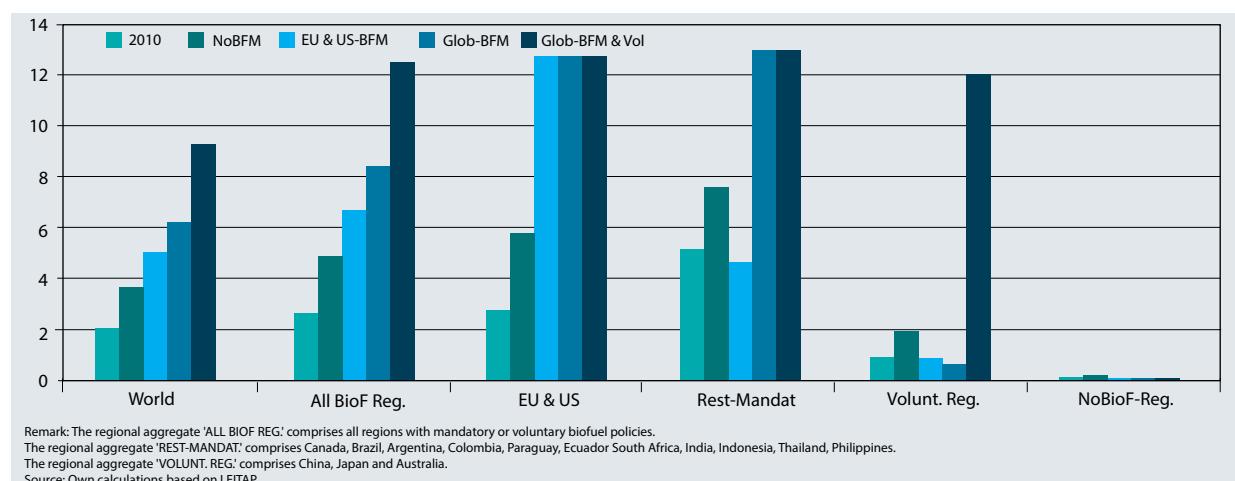


Figure 4

Share of biofuel in transportation fuel, 2010 and 2020

⁴ An overview of the commodity aggregation can be found in Table 3 in the Annex.

Considering the voluntary targets of China, Japan and Australia adds surprisingly little to the upswing of international prices. This result may be unexpected when the development of the share of biofuel in transportation fuel in the different scenarios is taken into account (see figure 4). This is because Chinese domestic production strongly increases crops for biofuel in this scenario; that is, a major part of Chinese biomass for biofuel production comes from domestic rather than foreign markets. This effect can be attributed to the Armington approach, which differentiates products by place of production and thus limits substitutability between domestic and foreign production, Armington (1969)⁵. Hence, the increase in domestic production is only partially reflected in an increase in world prices.

Clearly, on a global level, the assumption that all countries with voluntary targets will achieve these targets by 2020 induces a strong increase in the global demand for biofuel. Conversely, the simulation of EU and US policies (EU & US) and the simulation of the biofuel policies in Canada, Brazil and other countries (Glob-BFM) increase the biofuel share of transportation fuels by less than 1.5 percentage points each. Adding China, Australia and Japan (i.e., the Glob-BFM & Vol scenario) leads to more than double the growth of the biofuel share. Given the size of the Chinese economy and its voluntary target of 15 % in transportation fuel, much of this effect can be attributed to China.

Returning to Figure 3, it becomes clear that not only agricultural prices are affected. The crude oil price declines due to the introduction of the biofuel directive because the demand for crude oil diminishes. Again, the implementation of mandatory targets on a global level triggers the largest

response. If only the EU and the US are considered, crude oil prices would drop by less than 5 %, whereas the effect is more than doubled by adding the other countries with mandatory or voluntary targets.

Figure 5 shows the changes in the trade balance for biofuel crop. The EU & US will predominantly see a decline in their trade balance for oilseeds under the biofuel scenario EU & US-BFM. To satisfy the demand in the EU & US region, the 'Rest Mandate' region⁶ notably expands its net exports of agricultural products for biofuel production under the EU & US-BFM scenario. However, as soon as the countries in this region implement biofuel policies in their own countries, the picture changes notably. First, there is still an increase in net exports of oilseeds compared to the reference scenario, but to a smaller extent because of increased demand in the 'Rest Mandate' region. In this scenario, net exports of oilseeds are shifted to regions without any biofuel policies. Second, the trade balance for cereals decreases remarkably for the 'Rest Mandate' region under the Glob-BFM biofuel scenario. Again the gap is mainly filled by countries without any biofuel policies. Finally, trade patterns again shift if voluntary targets are implemented. As expected, the countries that remain without biofuel policies (i.e., the NoBioF-Reg) now increase in their trade balance, especially for grains. As before, assuming that voluntary targets are fulfilled adds little to the observed effects, which is, as mentioned above, explained by the reactions of the Chinese market and the Armington assumption.

The demand for agricultural products for biofuel production is certainly not satisfied only by redirecting existing trade flows but also by stimulating agricultural production. In all regions, mandatory blending leads to a moderate

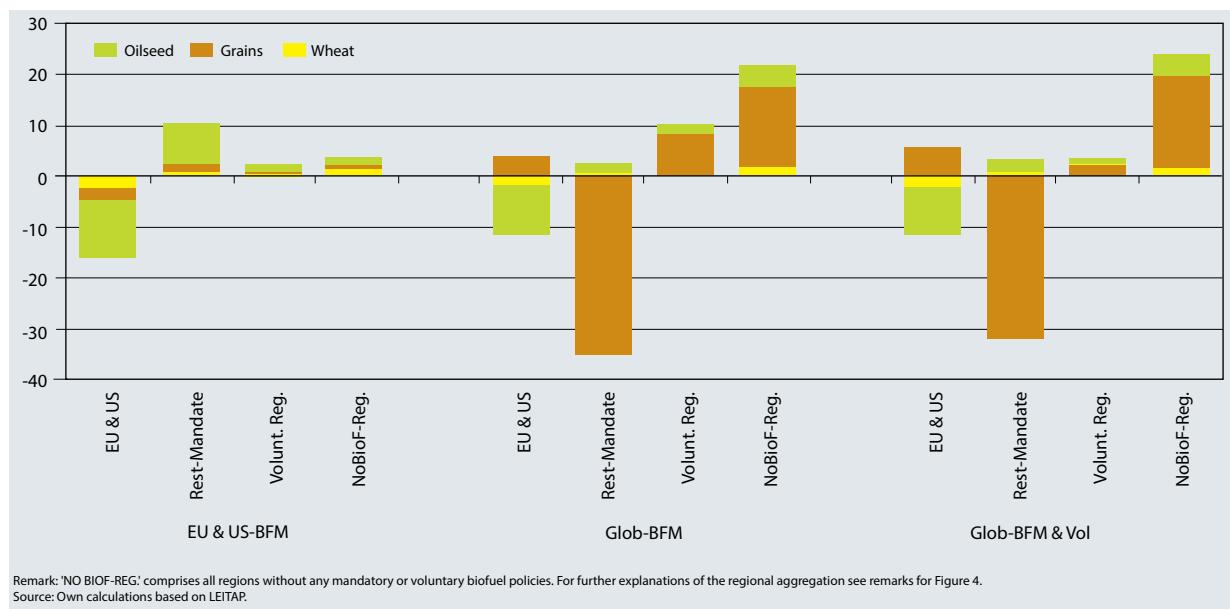


Figure 5

Change in biofuel crop trade balance 2020 compared to NoBFM scenario (in US\$ billion, real 2010)

⁵ One of the well-known effects of the Armington approach for modelling bilateral trade is that initially small trade share stay small. That is, trade of a country with limited integration into world markets in the base year will react rather little to a trade enhancing environment.

⁶ An overview of the regional breakdown can be found in Table 4 in the annex.

Table 1

Change in agricultural production, as a percentage, 2020 relative to NoBFM scenario

	World	All BioF Reg.	EU & US	Rest-Mandat	Volunt. Reg.	NoBioF-Reg.
Primary Agriculture						
EU & US-BFM	0.6	0.8	0.8	0.8	0.1	0.5
Glob-BFM	1.2	1.3	2.0	0.1	0.5	1.6
Glob-BFM & Vol	1.3	1.4	2.2	0.2	0.6	1.7
Biofuel Crops^a						
EU & US-BFM	6.7	10.5	17.5	4.9	1.7	2.5
Glob-BFM	16.7	19.1	25.0	14.2	15.4	13.3
Glob-BFM & Vol	18.2	20.5	26.4	15.5	17.5	14.6
Grains						
EU & US-BFM	6.6	12.7	19.9	0.4	-2.6	1.1
Glob-BFM	33.0	36.4	32.0	41.9	41.2	26.5
Glob-BFM & Vol	36.9	40.3	34.9	46.9	48.2	29.7
Oilseeds						
EU & US-BFM	15.3	18.6	29.8	12.3	6.0	9.0
Glob-BFM	19.0	21.8	35.6	14.0	5.6	19.0
Glob-BFM & Vol	19.5	22.3	36.1	14.5	6.1	19.5

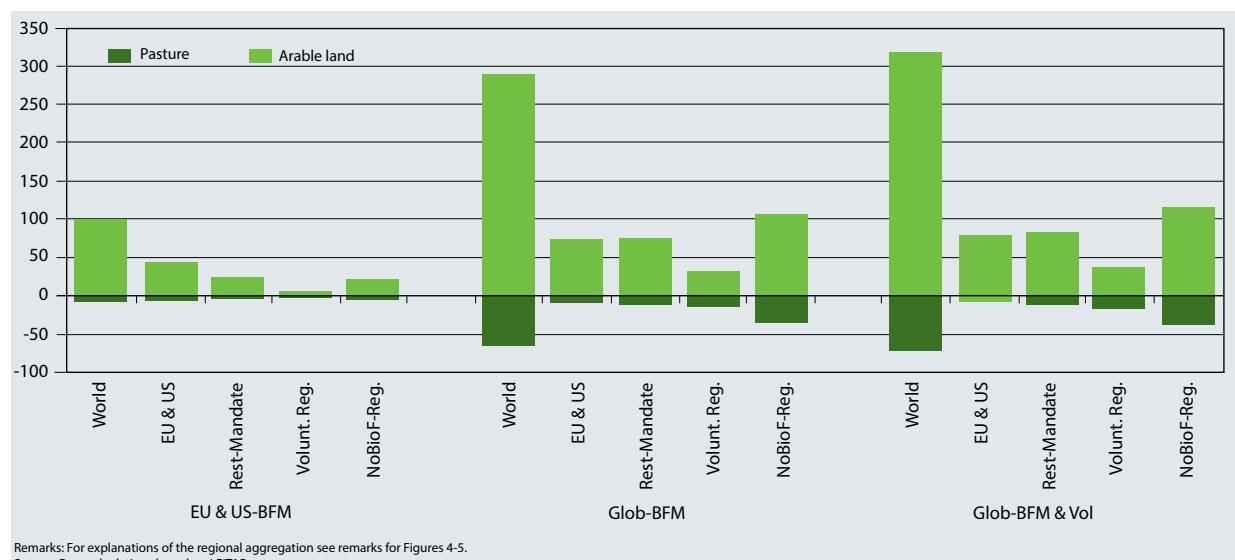
Remarks: For explanations of the regional aggregation see remarks for Figures 4 and 5.

^a This aggregate summarizes total average production change of sugar beet/cane, cereals and oilseeds.

Source: Own calculations based on LEITAP.

increase in total primary agricultural output, as Table 1 shows. Comparing the EU & US-BFM scenario with the reference scenario, the strongest relative increase in agricultural output occurs in the EU and the US. Here, biofuel crop production increases by more than 17 % under the EU & US-BFM scenario, with the strongest impact on oilseeds. In the two other biofuel scenarios, the increase in agricultural production in the EU and US regions continues. Similarly, the other

regions in which mandatory biofuel policies are implemented face an intensification of agricultural production, especially under the Glob-BFM & Vol scenario. The results show that, on a global level, biofuel production is dominated by bioethanol, as opposed to biodiesel. The largest increases of production, reaching almost 50 % in some regions, are observed for grains, which serve as a feedstock for bioethanol production.

**Figure 6**

Change in agricultural land use, in million ha, 2020 compared to NoBFM scenario

These developments in agricultural production are reflected in the pattern of land use developments (Figure 6). In all regions, land use increases compared with the reference scenario if the biofuel targets are implemented by a mandatory blending commitment. In the EU and the US, the slight decline in agricultural land use projected in the reference scenario (not shown) reverses in the EU & US-BFM scenario. The increase in land use in the US and EU as a consequence of biofuel policies covers both effects, a) a reverse of the declining use of agricultural area as projected under the reference and b) an expansion of land use with lower yields compared to arable land ploughed under the reference scenario. This long-term land expansion also includes so-called managed forest land as part of the land eligible to be transformed into agricultural area. If this land expansion would be limited to the small amount of currently non-used agricultural land, e.g. under set-aside programs, land expansion would be much smaller, however, with a strong increase in the intensity of agricultural production and higher agricultural prices. In the scenario in which both mandatory and voluntary biofuel policies are implemented (Glob-BFM & Vol), global land use for agricultural purposes is predicted to increase by almost 4 % over the NoBFM scenario. Substitution between pasture and cropland does occur, but Figure 6 clearly shows that substantial expansion of agricultural land use occurs as well. This significant expansion of agricultural land use on a global scale has consequences for GHG emissions and biodiversity. The impact of increasing land demand, driven by enhanced biofuel production, is discussed at the end of this chapter.

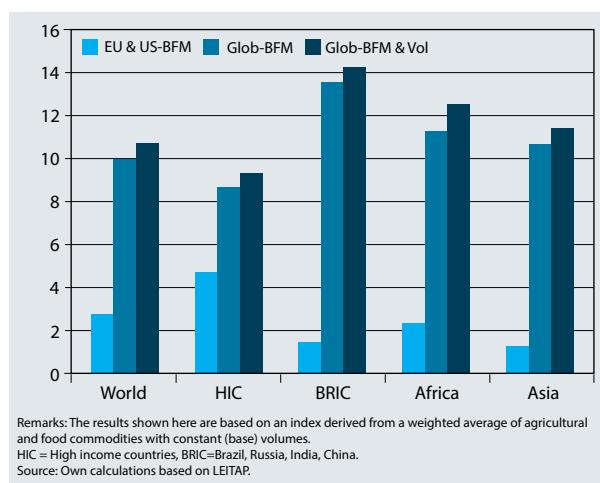


Figure 7
Change in agricultural prices in different regions, as a percentage, 2020 relative to NoBFM scenario

As outlined earlier in this text, biofuel policies drive up agricultural prices at the global level. Figure 7 translates the global increase into changes of agricultural prices in specific regions. Although agricultural prices increase by less than 3 % at the global level in the EU & US-BFM scenario, the High Income Countries (HIC) are more affected because the US

and the EU belong to this country group. Under the most extreme policy assumptions, the Glob-BFM & Vol scenario, global agricultural prices increase by almost 11 %, and the largest changes are observed in the BRIC country group, comprising Brazil and India.

This uneven distribution of price effects indicates that the burden of global biofuel policies is not equally distributed across countries. Unless biofuel policies change only in the EU and the US, countries where consumers spend a higher share of available income on food products are more negatively affected than countries where consumers can easily afford increasing food prices. The impact on food consumption is illustrated in Figure 8.

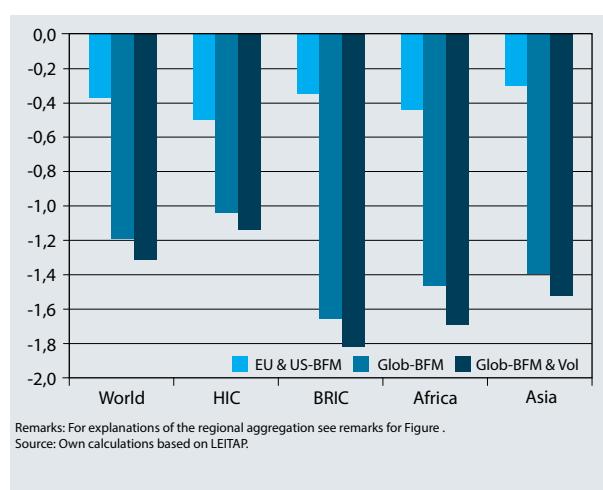


Figure 8
Change in per capita food consumption in different regions, as a percentage, 2020 relative to NoBFM scenario

With the exception of the EU & US-BFM scenario, per capita food consumption declines most strongly in the BRIC countries, followed by Africa. Although the relative change is small, these results show only the change in aggregated per capita consumption. Due to the limitations of the current model version, changes in food consumption for different household categories cannot be presented here. However, on a global level, it has become obvious that the impact of EU and US policies on consumption is predicted to be smaller than the impact of biofuel policies in the group of emerging economies.

4.2 Impacts on GHG emissions

As described above, the combined analysis of an economic model and a land use model at the grid-cell level allows for an analysis of changes in GHG emissions in different scenarios. The IMAGE model provides results for GHG emissions from various sources, such as energy, industry or land use. Figure 9 illustrates the increasing GHG emissions caused by the increase of agricultural land use across different regions presented in this analysis. As observed for some of the economic indicators, land use emissions do not grow proportionally with the total amount of biofuel produced. Because

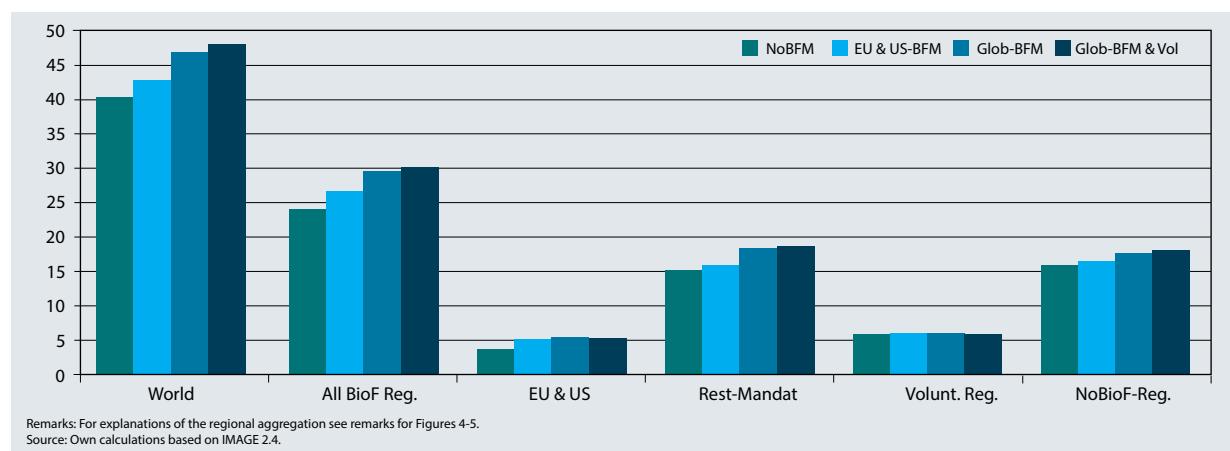


Figure 9
Cumulative land use GHG emissions, in Pg CO₂ eq, 2020

agricultural production in countries where there are no biofuel regulations contributes to fulfilling the blending targets in countries with mandatory biofuel policies, cumulative land use GHG emissions also increase in this part of the world.

4.3 Discussion

As mentioned in the introduction, a number of studies analyze the impact of biofuel policies on agricultural markets as well as on environmental indicators. These studies can be broadly grouped into three categories. The first group considers the impact of DRE and EISA and is similar to the EU & US-BFM scenario in this study. The second type of analysis covers all currently announced biofuel policies, including Brazil, Japan and others, which roughly corresponds to the Glob-BFM & Vol scenario. Studies from the third group examine the two programs separately, a perspective that was not taken here.

The findings in this paper from the LEITAP and IMAGE 2.4 simulations are only partially in line with the results from other authors. This is not surprising because differences in model design and parameters, including regional and product aggregation, data input, base year and baseline, assumptions about important exogenous variables and details of the scenario set-up, necessarily lead to different results. Direct comparison is further hampered because, as Witzke (2010) points out, it is difficult, if not unfeasible, to identify which factors or combinations of factors actually cause the discrepancies.

However, for a joint implementation of DRE and EISA, the (2008) finds price increases for coarse grains and oilseeds that are broadly in line with the findings from this study for the EU & US-scenario. In contrast, the expansion of crop area dedicated to biofuel expected by the authors of the (2008) is less than half of what was found here. Similarly, the expects a lower increase in biofuel production. Of course, comparability between the two studies is hampered by the differences in time horizons. Although the (2008) reports an average over 2013 to 2017, this paper considers only 2020, when both policies are assumed to be fully implemented and a larger

impact is logically consistent. Moreover, the study assumes that a second generation of biofuel will be produced in the EU and in the US and consequently specifies lower targets for the share of first generation biofuel than does our paper.

A comparison with the evaluation of EISA and DRE by Hertel et al. (2010a) is complicated by diverging policy assumptions. We assume that the EU 10 % target is reached and that EISA reaches its goal of using 36 billion gallons of corn ethanol, whereas Hertel et al. assume a significantly smaller policy shock, particularly for the US. However, Hertel et al. find that the changes to oilseed production in the US and the EU are significant, as in this study. The changes to coarse grain production are lower than in this study. Similar to our results, the trade balance for biofuel crops in the US and the EU declines and cropland expands, although at lower rates than what was found in the simulations for this paper.

Timilsina et al. (2010) investigate the impact of a worldwide implementation of all biofuel targets that had been announced by the year that the study was published, a policy environment that comes close to the Glob-BFM & Vol scenario in this analysis. Despite the similarity in the policy scenario, the impact on the production of biofuels and agricultural goods, prices for agricultural goods and crude oil, and the food supply found by Timilsina et al. are remarkably lower than our simulations. The same holds true for the impact on land use. Part of this discrepancy is likely due to different assumptions in the baseline scenario. Whereas Timilsina et al. incorporate some biofuel policies into their baseline, the point of comparison for this study is a world without any biofuel mandates, which necessarily leads to a larger impact.

Though Sorda and Banse (2011) focus their analysis principally on Germany, they do report world market price effects. They find world market price effects roughly between 4 % and 8 % of global biofuel policies on average over the years 2007 to 2020. This different time horizon is likely to explain much of the discrepancy between the results from our study, which reports the changes only for the year 2020, where most policy mandates are fully implemented.

In consequence of the global biofuel scenario simulated by Msangi et al. (2007) and Rosegrant et al. (2008), commodity prices change at rates between 20 % and 75 % compared to their baseline for the year 2020. These changes are considerably higher than the ones from our study. Much more far-reaching assumptions on biofuel production and use in the 'drastic' or 'aggressive' biofuel expansion scenario⁷ probably account for much of these discrepancies. Price changes observed under the more moderate scenario defined by Rosegrant et al. (2008) are quite in line with the results from our study.

Another study that took a global approach is the one that was presented by Fabiosa et al. in 2009. The authors concentrate on increasing bioethanol demand and the respective feedstocks. The highest impact is found for world sugar and corn prices. In line with our study, total agricultural crop area expands. However, due to the different methodological approach the magnitude of changes cannot be meaningfully compared.

A recent IFPRI study, see Al-Riffai et al. (2010), applies a modified version of a global computable general equilibrium model MIRAGE. Comparison is difficult because it assesses only the effect of DRE implementation and assumes a lower target of biofuel to be used in transport in EU by 2020. Logically, the changes in many economic and bio-physical variables are lower than those found here.

Another study that considers only the EU's DRE is Banse et al. (2008). Detailed comparison seems undue since the reference scenario differs considerably from the one used here. The reference scenario in Banse et al. (2008) assumes a conclusion of the World Trade Organization (WTO) negotiations and significant tariff reductions by 2020. The impact of DRE against this background can be expected to differ significantly from the impact of DRE in a world without a large reduction in trade barriers. However, economic variables, such as the prices for grains and oilseeds, the import share of biofuel crops, agricultural land use and agricultural production, move into the same direction as they do in the simulations conducted for this paper. Dehue and Hettinga (2008) focus their work on the impact of EU policies on land use and find that roughly 10 million hectares of additional land would be needed to match the requirements of the DRE, which is again lower than what was found for this study but can be explained by the smaller policy shock. The same holds true for Eickhout et al. (2008), who anticipate an increase up to three times as large as Dehue and Hettinga (2008) but still below the results from this study.

Britz and Hertel (2011) apply a combination of the CAPRI model and GTAP to a scenario that can be described as a partial implementation of the EU's DRE. Given that the primary goal of the authors is to illustrate an innovative modeling approach rather than to provide a thorough impact assessment, a comparatively limited number of results are discussed. The authors find that the price of oilseeds increases in a more pronounced manner than the prices we find in this

study, a surprising outcome because the policy shock is smaller than the one implemented here. Cropland cover expansion is less than in our study, which seems a logical consequence of the smaller policy shock. As in our study, EU net exports of oilseeds decline.

On the US side, a study focused on the impact of EISA was conducted by the US Environmental Protection Agency (EPA, 2010). The rise in world corn prices is in a similar range as the one found in this study for grain prices under the EU & US-BFM scenario. Although this may seem surprising because a combination of EU and US policies suggests a larger impact than a US-only change, the similarity is probably because the aggregate rise is mainly due to a rise in corn prices. Corn plays a predominant role in biofuel production in the US, but not in the EU. With regard to land use, the authors of EPA 2010 find a worldwide increase of roughly 1 million hectares of cropland in response to EISA. Although this number is considerably lower than what is estimated here, part of the discrepancy can be explained by the different scenario specifications. The same reasoning is likely to explain the lower impact on world food consumption compared to a joint implementation of US and EU biofuel policies.

A study focusing on the question of food security was conducted by Elobeid and Hard (2007). The authors investigate the impact of higher crude oil prices on food security, assuming that this would trigger a significant increase in US corn-based bioethanol production. The results are not directly comparable to the ones in this analysis because only the impact on the cost of the food basket, but not the change in consumption, is investigated. Nevertheless, a common conclusion seems to be that food consumption patterns are predominantly affected in regions where food price elasticities are high and crops represent a comparatively large share of the food basket.

Hertel et al. (2010) study the consumption impact of an increase in US corn-based ethanol production and find a global decrease of coarse grain consumption in the range of the simulation in this study. The authors also investigate the effects on land use and find a global expansion of crop area by 3.8 million hectares, which is lower than in our study. Furthermore, on the land issue, Searchinger et al. (2008) estimate an increase of 10.8 million hectares of additional land brought into cultivation due to increased demand for US corn ethanol. Although both figures are below our estimate, only US policies are simulated in Searchinger et al. (2008), and the shock for the US is less than half of what we assume.

With regards to emissions, Plevin et al. (2010) estimated the range of indirect land use change emissions to be 10 to 340 g CO₂ MJ⁻¹ (including an uncertainty in production of 15 to 45 years).⁸ Several (mostly economic) modeling exercises in Prins et al. (2010) show a range for land use change emissions of 4 to 242 g CO₂ MJ⁻¹ (payback time of 30 years). Overmars et al. (2011) estimated an indirect land use change factor based on monitoring data with a range of 26 to 154 g CO₂ MJ⁻¹ for bioethanol and 30 to 204 g CO₂ MJ⁻¹ for biodiesel

⁷ A 20 % biofuel share by 2020 for all countries that had not announced biofuel targets in 2007 is assumed in Msangi et al. (2007).

⁸ g CO₂ MJ⁻¹ = Grams CO₂ emitted per unit of energy adjusted for energy economy ratio[EER].

(over 20 years). Finally, Edwards et al. (2010) report specific indirect land use change values for several feedstocks of 14 to 337 g CO₂ MJ⁻¹ for biodiesel and 19 to 151 g CO₂ MJ⁻¹ for bioethanol (over 20 years).

Summarizing, the increase in land use seems to be where the results differ the most between various sources in the literature. Why are the projections so different? Edwards et al. (2010) analyzed reasons for these differences and noted: "The major factors causing dispersion of model results are: by-product effects (mostly affecting LEITAP), how much yields increase with price, and how much crop production is shifted to developing countries." Another reason for this wide range of results is the differences in the assumptions about land productivity and availability. If one assumes a large amount of potential agricultural land that can be made accessible in the short or medium term, increasing land demand for biofuel crops will lead neither to a significant increase in land price nor to an increase in food prices. The problem of diverging results is further underlined by a study by Mulligan et al. (2010) that shows that crop area changes differ significantly for a marginal change in demand for particular biofuels produced by different models.

5 Conclusions

This paper shows the consequences of enhanced biofuel production in the regions and countries of the world that have implemented biofuel policies. These policies involve both voluntary and mandatory blending targets for transportation fuels. The quantitative modeling approach applied here is a joint economic and bio-physical analysis with a combination of the multi-sectoral economic LEITAP and the spatial bio-physical land use model IMAGE 2.4.

The simulation results of the combined model show that biofuel policies have a pronounced impact on the markets for grains, oilseeds and sugar but a rather limited impact on the production level of aggregated primary agricultural output. At the global level, the EU and US biofuel policies contribute to the increasing demand for biofuel crops. However, other countries that introduced mandatory biofuel targets, such as Brazil, Canada, India, Thailand, the Philippines and South Africa, contribute to increasing world prices for agricultural products driven by food use for fuel.

With increasing agricultural output, total agricultural area is projected to increase by approximately 4 %. The great increase in crop demand in countries that implement biofuel policies exceeds domestic supply and the imports of biofuel crops from other parts of the world that do not implement biofuel policies are projected to increase significantly.

The results presented here clearly indicate that biofuel policies around the globe contribute to increase food prices and increasing GHG emissions from changes in land use. Increasing food prices contribute to declining food

consumption, especially where food expenditure plays a predominant role in total household expenditure, such as in developing countries. The LEITAP model presents the final household demand for an average household. This approach does not allow an illustration of the distributive effects of increasing food prices to food consumption for different types of households. Future research will extend the current approach to a multi-household presentation of final demand.

The analysis shows that, apart from direct effects of an enhanced demand for bioenergy on production and land use, the indirect effects of biofuel policies dominate. Additional production of biofuel crops within and outside countries with voluntary and mandatory biofuel policies leads to strong indirect land use changes and associated GHG emissions.

Annex

Table 2

Biofuel mandates as biofuel share in transportation fuel, by scenario, 2030

Country	EU & US-BFM	Glob-BFM	Glob-BFM & Vol
EU	10.0 %	10.0 %	10.0 %
US	15.4 %	15.4 %	15.4 %
Canada		3.0 %	3.0 %
Brazil		25.0 %	25.0 %
South Africa		10.0 %	10.0 %
India		2.0 %	2.0 %
South-East Asia		5.0 %	5.0 %
Indonesia		12.0 %	12.0 %
China			15.0 %
Japan			5.0 %
Oceania			3.0 %

Source: derived from Sorda et al. (2010).

Table 3
Commodity break-down

Crops	Biofuel Crops	Grains	Oilseeds
Rice	Wheat	Grains other than wheat	Oilseeds
Wheat	Sugar crops		
Other Grains	Other Grains		
Oilseeds	Oilseeds		
Sugar			
Horticulture			
Other crops			

Table 4
Regional break-down

EU & US	Rest-Mandate	Volunt. Reg.	All BioF. Reg.	NoBioF-Reg.	HIC	BRIC	Africa	Asia
EU	Argentina	Australia	Argentina	Albania	Australia	Brazil	Botswana	Bangladesh
US	Brazil	China	Australia	Bangladesh	Canada	China	Madagascar	China
	Canada	Japan	Brazil	Botswana	EU	India	Morocco	India
	Chile	New Zealand	Canada	Croatia	Japan	Russia	Mosambique	Indonesia
	Colombia		Chile	Korea	Korea		Rest of North Africa	Japan
	India		China	Madagascar	Korea		Rest of SADC	Korea
	Indonesia		Colombia	Malawi	New Zealand		Rest of South African CU	Malaysia
	Malaysia		EU	Mexico	Rest of EFTA		Rest of Sub-Saharan Africa	Philippines
	Peru		India	Mosambique	Rest of Europe		South Africa	Rest of Former Soviet Union
	Philippines		Indonesia	Rest of EFTA	Switzerland		Tunisia	Rest of Middle East
	Rest of South America		Japan	Rest of Europe	US		Uganda	Rest of South Asia
	Rest of South-East Asia		Malaysia	Rest of former Soviet Union			Zambia	Rest of South-East Asia
	Singapore		New Zealand	Rest of Middle East			Zimbabwe	Singapore
	Thailand		Peru	Rest of North Africa				Sri Lanka
	Uruguay		Philippines	Rest of SADC				Thailand
	Venezuela		Rest of South America	Rest of South African CU				Vietnam
	Vietnam		Rest of South-East Asia	Rest of South Asia				
			Singapore	Rest of Sub-Saharan Africa				
			Thailand	Russia				
			Uruguay	South Africa				
			US	Sri Lanka				
			Venezuela	Switzerland				
			Vietnam	Tanzania				
				Turkey				
				Uganda				
				Zambia				
				Zimbabwe				

References

- Alcamo J (1994) IMAGE 2.0 : integrated modelling of global climate change. *Water Air Soil Pollut* 76(1–2)
- Alcamo J, Leemans R, Kreileman E (1998) Global change scenarios of the 21st century : results from the IMAGE 2.1 model. Oxford : Pergamon, 296 p
- AI-Riffai P, Dimaranan B, Laborde D (2010) Global trade and environmental impact study of the EU biofuels mandate : final report [online]. To be found at http://trade.ec.europa.eu/doclib/docs/2010/march/tradoc_145954.pdf [quoted 28.11.2013]
- Armingon PS (1969) A theory of demand for products distinguished by place of production. *IMF Staff Pap* 16(1):159-178
- Banse M, van Meijl H, Tabeau A, Woltjer G (2008) Will EU biofuel policies affect global agricultural markets? *Eur Rev Agric Econ* 35(2):117–141
- Bartova L, M'barak R (eds) (2008) Impact analysis of CAP reform on the main agricultural commodities : report III AGMEMOD - model description. Seville : EC, Direct-Gen Joint Research Centre, Inst Prospect Technol Studies
- Beckmann J, Jones C, Sands R (2011) A global general equilibrium analysis of biofuel mandates and greenhouse gas emissions. *Am J Agric Econ* 93(2):334-341
- Bouwman AF, Kram T, Klein Goldewijk K (eds) (2006) Integrated modeling of global environmental change : an overview of IMAGE 2.4. Bilthoven : Netherl Environ Assess Agency, 228 p
- Britz W, Hertel TW (2011) Impacts of EU biofuels directives on global markets and EU environmental quality : an integrated PE, global CGE analysis. *Agric Ecosyst Environ* 142:102-109
- Burniaux J-M, Truong TP (2002) GTAP-E : an energy–environmental version of the GTAP model [online]. To be found at <https://www.gtap.agecon.psu.edu/resources/download/1203.pdf> [quoted 28.11.2013]
- Dehue B, Hettinga W (2008) Land use requirements of different EU biofuel scenarios in 2020 [online]. To be found at <http://www.globalbioenergy.org/bioenergyinfo/sort-by-date/detail/f/c/7557/> [quoted 28.11.2013]
- Dimaranan BV (2006) Global trade, assistance, and production : the GTAP 6 Data Base [online]. To be found at https://www.gtap.agecon.psu.edu/databases/v6/v6_doco.asp [quoted 28.11.2013]
- Edwards R, Mulligan D, Marelli L (2010) Indirect land use change from increased biofuels demand : comparison of models and results for marginal biofuels production from different feedstocks [online]. To be found at http://ec.europa.eu/energy/renewables/studies/doc/land_use_change/study_4_iluc_modelling_comparison.pdf [quoted 28.11.2013]
- Eickhout B, van den Born GJ, Notenboom J, van Oorschot M, Ros JPM, van Vuuren DP, Westhoek HJ (2008) Local and global consequences of the EU renewable directive for biofuels : testing the sustainability criteria [online]. To be found at <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/500143001.pdf> [quoted 28.11.2013]
- Elobeid A, Hard C (2007) Ethanol expansion in the food versus fuel debate : how will developing countries fare? *J Agric Food Indust Org* 5(2)
- EPA (2010) Renewable Fuel Standard Programm (RFS2) Regulatory Impact Analysis. EPA-420-R-10-006 [online]. To be found at www.epa.gov/otaq/renewablefuels/420r10006.pdf [quoted 28.11.2014]
- Fabiosa J, Beghin J, Dong F, Elobeid A, Tokgoz S, Yu T-H (2009) Land allocation effects of the global ethanol surge : predictions from the international FAPRI model. Working Pap / Center Agric Rural Develop / Iowa State Univ 09-WP 488
- FAO (2008) Biofuels : prospects, risks and opportunities. Rome : FAO, 128 p, State Food Agric 2008
- Hertel TW (ed) (1997) Global trade analysis : modeling and applications. Cambridge : Cambridge Univ Pr, 403 p
- Hertel TW, Tyner WE, Birur DK (2010) The global impacts of biofuel mandates. *Energy J* 31(1):75-100
- Hertel TW, Golub AA, Jones AD, O'Hare M, Plevien RJ, Kammen DM (2010a) Effects of US maize ethanol on global land use and greenhouse gas emissions : estimating market-mediated response. *Bioscience* 30(3):223-231
- IEA (2008) World energy outlook 2008. Paris : OECD, 578 p
- IEA (2009) World energy outlook 2009. Paris : OECD, 694 p
- Klein Goldewijk K, van Minnen JG, Kreileman GJJ, Vloedbeld M, Leemans R (1994) Simulating the carbon flux between the terrestrial environment and the atmosphere. *Water Air Soil Pollut* 76:199–230
- Lampe M von (2008) Biofuel support policies : an economic assessment. Paris : OECD, 145 p
- Leemans R, Eickhout B, Strengers B, Bouwman L, Schaeffer M (2002) The consequences of uncertainties in land use, climate and vegetation responses on the terrestrial carbon. *Science in China C* 45:126-141
- Meijl H van, Van Rheenen T, Tabeau A, Eickhout B (2006) The impact of different policy environments on agricultural land use in Europe. *Agric Ecosyst Environ* 114:21-38
- Msangi S, Sulser T, Rosegrant M, Valmonte-Santos R (2007) Global scenarios for biofuels : impacts and implications for food security and water [online]. To be found at <https://www.gtap.agecon.psu.edu/resources/download/3331.pdf> [quoted 25.11.2014]
- Mulligan D, Edwards R, Marelli L, Scarlat N, Brandao M, Monforti-Ferrario F (2010) The effects of increased demand for biofuel feedstocks on the world agricultural markets and areas : Outcomes of a Workshop, 10-11 February 2010, Ispra (Italy). Luxembourg : Publ Off EU, 147 p
- Nowicki P, van Meijl H, Knierim A, Banse M, Helming J, Margraf O, Matzdorf B, Mnatsakanian R, Reutter M, Terluin I, Overmars K, Verhoog C, Weeger C, Westhoek H (2006) Scenar 2020 : scenario study on agriculture and the rural world : December 2006. Luxembourg : Off Official Publ EC, 232 p
- OECD (2008) OECD environmental outlook to 2030. Paris : OECD, 517 P
- Overmars KP, Stehfest E, Ros JPM, Prins AG (2011) Indirect land use change emissions related to EU biofuel consumption : an analysis based on historical data. *Environ Sci Pol* 14(3):248-257
- Plevin R, O'Hare M, Jones AD, Torn MS, Gibbs HK (2010) Greenhouse gas emissions from biofuels' indirect land use change are uncertain but may be much greater than previously estimated. *Environ Sci Technol* 44:8015-8021
- Prins AG, Stehfest E, Overmars K, Ros J (2010) Are models suitable for determining ILUC factors [online]. To be found at <http://www.rivm.nl/bibliothek/rapporten/500143006.pdf> [quoted 28.11.2013]
- Rajagopal D, Zilberman D (2007) Review of environmental, economic and policy aspects of biofuels [online]. To be found at http://www-wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServer/WDSP/IB/2007/09/04/000158349_20070904162607/Rendered/PDF/wps4341.pdf [quoted 28.11.2013]
- Rienks WA (ed) (2007) The future of rural Europe : an anthology based on the results of the Eururalis 2.0 scenario study [online]. To be found at http://www.egfar.org/sites/default/files/files/13a_The%20future%20of%20rural%20Europe.pdf [quoted 28.11.2013]
- Rosegrant M, Zhu T, Msangi S, Sulser T (2008) Global scenarios for biofuels : impacts and implications. *Rev Agric Econ* 30(3):495-505
- Searchinger T, Heimlich R, Houghton RA, Dong F, Elobeid A, Fabiosa J, Tokgoz S, Hayes D, Yu T (2008) Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science* 319:1238-1240
- Sorda G, Banse M (2011) The response of the German agricultural sector to the envisaged biofuel targets in Germany and abroad: a CGE simulation [online]. *German J Agric Econ* 60(4):243-258, to be found at <http://www.gjae-online.de/news/pdfstamps/freeoutputs/GJAE-646_2011.pdf> [quoted 21.01.2012]
- Sorda G, Banse M, Kemfert C (2010) An overview of biofuel policies across the world. *Energy Policy* 38(11):6977-6988
- Timilsina GR, Beghin JC, Mensbrugge D van der, Mevel S (2010) The impacts of biofuel targets on land-use change and food supply : a global CGE Assessment [online]. To be found at http://www-wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServer/WDSP/IB/2010/12/30/000158349_20101230134933/Rendered/PDF/WPS5513.pdf [quoted 28.11.2013]
- USDA (2011) Real historical and projected gross domestic product (GDP) and growth rates of GDP for baseline countries/regions 2000-2030. Washington DC : USDA
- Witzke HP (2010) Meta modeling of ILUC analysis : a decomposition approach as a starting point. In: Mulligan D, Edwards R, Marelli L, Scarlat N, Brandao M, Monforti-Ferrario F (2010) The effects of increased demand for biofuel feedstocks on the world agricultural markets and areas : Outcomes of a Workshop, 10-11 February 2010, Ispra (Italy). Luxembourg : Publ Off EU, pp 121-125

Die Vorkommen der Flaum-Eiche und ihrer Hybriden nördlich der Alpen

Ralf Kätzel*, Thomas Kamp**, Aki Michael Höltken***, ****, Frank Becker*, Helmut Josef Riederer**
und Jens Schröder*****

Zusammenfassung

Die Flaum-Eiche (*Quercus pubescens* Willd.) ist eine in Deutschland seltene Baumart, deren Bestände hier die nördliche Grenze ihres natürlichen Verbreitungsgebietes bilden. Von 2010 bis 2013 wurden ihre Vorkommen nach einheitlichen Kriterien und Methoden bundesweit erfasst. Es wurden 26 Vorkommen mit einer Gesamtzahl von etwa 14.500 Individuen über alle Entwicklungsstufen kartiert. Die Flächengröße der untersuchten Vorkommen reicht von 0,5 bis 38 ha bei einem Median von 2,6 ha. Ein inselartiges Vorkommen im polnischen Naturschutzgebiet Bielinek (Unteres Odertal) wurde in die Betrachtung einbezogen. Nach Populationsgröße, Altersstruktur und Vitalität liegen die Verbreitungsschwerpunkte der Flaum-Eiche mit hoher in-situ-Erhaltungsfähigkeit im südwestlichen Baden-Württemberg. Benannte Vorkommen in anderen Regionen konnten nicht aufgefunden oder auf Grund von Bastardisierung mit Trauben-Eiche nicht bestätigt werden.

Für den größten Teil der Populationen wurden mit DNA-Markern Artintegrität und genetische Variabilität untersucht. Die ermittelten genetischen Diversitätsunterschiede zwischen den Vorkommen sowie die gegenüber Stiel- und Trauben-Eichen-Populationen hohen Differenzierungswerte lassen vermuten, dass Drifteffekte aufgrund reproduktiver Isolation gekoppelt mit geringen effektiven Populationsgrößen die bestandesgenetischen Strukturen stark geprägt haben. Mit Hilfe Genotyp-basierter Clusteranalysen wurden drei deutsche Bestände sowie das polnische Vorkommen als artreine und zwei weitere als nahezu artreine Vorkommen eingeschätzt. Die anderen Bestände waren mit Hybriden und/oder Trauben-Eichen durchsetzt.

Schlüsselwörter: *Quercus pubescens*, seltene Arten, Populationsgenetik, DNA-Marker, Vitalität, *in-situ*-Erhaltung

Abstract

Populations of Pubescent Oak (*Quercus pubescens* Willd.) and its hybrids north of the Alps

Pubescent oak (*Quercus pubescens* Willd.) is a rare tree species in Germany. Its populations here mark the northern border of its natural range in Europe. A nationwide inventory of all *Q. pubescens* populations was carried out from 2010 to 2013 following standardised methods and criteria. 26 spatially separate occurrences with a total of 14,500 individuals of all ages could be identified. Population areas range from 0.5 to 38 ha with a median of 2.6 ha. Analyses included a population in the Polish nature reserve „Bielinek“ in the Oder river valley. Regarding age structure, vitality, and abundance, the regions with the highest *in-situ* „maintainability“ are located in the Southwest of Baden-Wuerttemberg. Populations in other regions could either not be found or consisted of hybrids and other *Quercus* species.

DNA markers were applied in most of the populations in order to assess their taxonomic status and genetic diversity. Diverging values of genetic diversity and high genetic differentiation compared to populations of *Q. petraea* and *Q. robur* indicate that genetic drift has strongly affected genetic structures due to reproductive isolation and small effective population sizes. As a result of genotype-based clustering methods, only three German and the Polish population in Bielinek proved to be pure while two other stands were classified as almost pure *Q. pubescens*. All other analyzed populations turned out to include considerable numbers of hybrids and/or Sessile oak.

Key words: *Quercus pubescens*, rare species, population genetics, DNA markers, vitality, *in-situ* protection

* Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde, Fachbereich Waldentwicklung und Monitoring, Alfred-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde

** Forstbüro Ostbayern, Deschermühlweg 19, 93453 Neukirchen b. Hl. Blut

*** Plant Genetic Diagnostics GmbH, Kuckuckskamp 2, 22927 Großhansdorf

**** Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA), Prof.-Oelkers-Str. 6, 34346 Hannoversch Münden

***** Humboldt-Universität zu Berlin, Fachgebiet Urbane Pflanzenökophysiologie, Lentzeallee 55, 14195 Berlin

1 Einführung

Die Flaum-Eiche (*Quercus pubescens* Willd.) erreicht als mediterrane Baumart im Süden Baden-Württembergs die nördliche natürliche Verbreitungsgrenze ihres submediterranen Verbreitungsgebietes (Abbildung 1). Nördlich dieser Grenze gehört die Baumart zu den botanischen Raritäten und ist nur in wenigen verstreut vorkommenden Teilpopulationen zu finden. Im Zuge des Klimawandels könnte sich die Arealgrenze jedoch in Richtung Norden verschieben (European Forest Data Center, 2013). Aus evolutionsbiologischer Sicht ist daher die Untersuchung von genetischen Strukturen und von physiologischen Anpassungsprozessen, die zur Manifestierung oder Auflösung von Populationen am äußersten Verbreitungsrand führen, von großem Interesse. Voraussetzung hierfür sind Kenntnisse über Status und Struktur dieser Randpopulationen.

Im Zuge des von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) geförderten Verbundprojekts zur „*Erfassung und Dokumentation genetischer Ressourcen seltener und gefährdeter Baumarten in Deutschland*“ (2010 bis 2013), darunter der Flaum-Eiche, wurden diese Populationen erfasst und charakterisiert (Kätsel et al., 2011; Schröder et al., 2013). Im Fokus der Untersuchungen stand u.a. die Aufnahme von Parametern zur Größe, zur Vitalität,

zur demografischen und zur genetischen Struktur der Populationen.

Bereits vor diesen Erhebungen lagen Beschreibungen über verstreute Flaum-Eichenvorkommen für verschiedene Gebiete mit trocken-warmem, submediterranem Klima vor: für das Schweizer Jura, den Oberelsass, für die Rheinebene und den Mittelrhein, den Kaiserstuhl, Gottmadingen auf dem Heilsberg, für das Saaletal bei Jena und den Nationalpark Unteres Odertal bei Gartz (vgl. u. a. Ulbrich, 1924; Schütt et al., 1998; Konczak, 1999; Sayer, 2000; Endtmann, 2008). Das nordöstlichste, inselartige Vorkommen befindet sich im polnischen Naturschutzgebiet Bellinchen (Bielinek Nature Reserve) in der deutsch-polnischen Grenzregion an den steilen Trockenhängen der Oder mit über 200-jährigen Bäumen (Endtmann, 2008; Höltken et al., 2012; Kätsel et al., 2012).

Neben der Kartierung und Bewertung der Vorkommen war die Schätzung des Hybridisierungsanteils der vermeintlichen Flaum-Eichen insbesondere mit der Traubeneiche (*Q. petraea*) und damit die Artintegrität ein besonderer Schwerpunkt der genetischen Untersuchungen im genannten Verbundprojekt. Gerade im Kontaktbereich zwischen *Q. petraea* und *Q. pubescens* sind Hybride mit einer Vielzahl morphologischer Zwischenformen zu beobachten, was die klassische taxonomische Zuordnung erschwert und teilweise unmöglich macht (vgl. Endtmann, 2008).

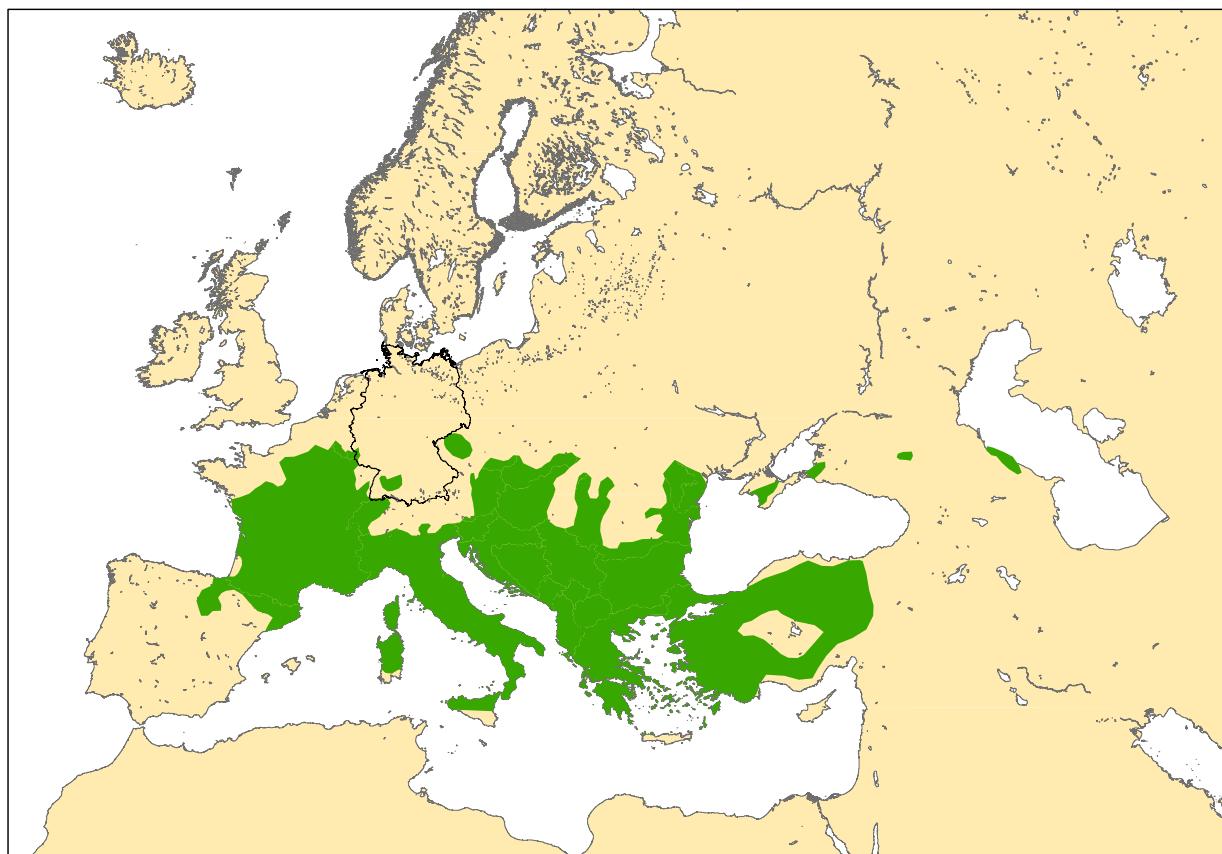


Abbildung 1

Natürliches Verbreitungsgebiet der Flaum-Eiche (nach Walter und Straka, 1970)

2 Methoden

Die Untersuchungen der Flaum-Eichenvorkommen erstreckten sich über vier Phasen, beginnend bei der Datenrecherche über die Kartierung im Gelände und die genetische Charakterisierung bis hin zur zusammenfassenden Wertung aller Informationen in Form der Zuweisung verschiedener Stufen der *in-situ*-Erhaltungsfähigkeit. Im Folgenden werden die methodischen Grundlagen dieser Arbeitsschritte erläutert.

Kartierung im Gelände

In der ersten Bearbeitungsphase wurde in verschiedenen Quellen nach bereits bekannten Vorkommen recherchiert und diese durch zusätzliche Informationen ergänzt. Anschließend erfolgte nach einheitlichen Kartievorgaben in den Vegetationsperioden 2010 und 2011 die bundesweite Kartierung im Gelände. Neben der Artansprache und den räumlichen Lageparametern wurden auch die Populationsgrößen, die Durchmesserstruktur (BHD), die Begründungsart, die Vitalität der Bäume (in Anlehnung an Roloff, 2001) getrennt nach Durchmessergruppen sowie die Verjüngung erfasst und in eine einheitliche Datenbank übertragen (Tabelle 1). Pro Vorkommen wurde ein Koordinatenpunkt aufgenommen, der den Punkt der größten Individuendichte innerhalb seiner Gesamtfläche markiert.

Tabelle 1
Aufnahmeparameter bei der Kartierung im Gelände

1 Gehölzart	Art, bereits ausgewiesenes Genobjekt (<i>in-situ</i> , <i>ex-situ</i>)
2 Lage	Bundesland, Landkreis, Gemeinde, Revier, Koordinaten, Bundeswuchsgebiet
3 Schutzstatus	NSG, Biosphärenreservat, FFH-Gebiet, etc.
4 Eigentümer	Eigentumsart
5 Anzahl der Individuen	ggf. geschätzt
6 Fläche	Größe in ha, Anteil der Zielbaumart an vorhandenen Mischbaumarten
7 Alter	Durchmesserstruktur, Verjüngung, Altbäume
8 Begründungsart	Pflanzung, Naturverjüngung, Stockausschlag, Wurzelbrut, etc.
9 Vitalität	Stufe 0-4, Baumkronenansprache nach ROLOFF (2001)
10 Beschreibung	Besonderheiten, Schäden, Gefährdungen

Beprobung

Nach der Kartierung der Vorkommen wurden die für die genetische Charakterisierung zu beprobenden Bestände ausgewählt. Unter Berücksichtigung der verfügbaren Ressourcen und des Anspruchs, möglichst große und vitale Vorkommen zu beproben, die das deutsche Verbreitungsgebiet möglichst repräsentativ abdecken, fiel die Wahl auf insgesamt 20 Genobjekte. In zwei Fällen (NIE [Niederrötweil] und SCH [Schelingen]) wurden nahe benachbarte Vorkommen zu je einem größeren Probenkontingent zusammengefasst, der Standort ZEL (Zellerhorn) wurde aufgrund der geringen

Baumanzahl von fünf Individuen verworfen. Insgesamt gingen somit Proben aus 12 (Sammel-)Vorkommen in die Untersuchungen ein (Tabelle 2).

In den ausgewählten Beständen erfolgte die Entnahme von Blattproben an jeweils etwa 20 bis 30 Bäumen. Dieser Richtwert konnte wegen zu geringer Baumzahlen nicht in jedem Fall erreicht werden, so dass insgesamt Proben von 360 Bäumen in die genetischen Analysen eingingen. Die Beprobung selbst wurde möglichst rasterförmig durchgeführt, das heißt gleichmäßig verteilt über das gesamte Vorkommen. Jeder beprobte Baum wurde per GPS eingemessen und durch digitale Photoaufnahmen dokumentiert. Entnommen und analysiert wurden drei bis fünf grüne, ausgefärbierte und gesunde Blätter.

Genetische Untersuchungen

Da die Zuordnung der europäischen Eichenarten nach morphologischen Merkmalen nicht einheitlich ist (Sayer, 2000; Kätzel, 2006; Höltken et al., 2012), widmete sich die dritte Projektphase der genetischen Charakterisierung. Mit den eingesetzten genetischen Markern sollten die Eichen eindeutig taxonomisch klassifiziert werden. Hierzu wurden sieben DNA-Marker (Kern-Mikrosatelliten: QrZAG5b, QrZAG11, QrZAG20, QrZAG65, QrZAG96, QpZAG110 und QrZAG112) von Blattproben analysiert. Die verwendeten Genmarker haben sich als eine sehr aussagefähige und verlässliche Grundlage für die Zuordnung von Beständen, aber auch Einzelindividuen zu verschiedenen Arten bzw. Reproduktionseinheiten erwiesen. Als Vergleichsgruppen wurden bekannte Genmuster der Flaum-Eichen des Dreiländerecks Deutschland-Frankreich-Schweiz einbezogen (Höltken et al., 2012).

Darüber hinaus sollten die genetischen Strukturen der Populationen analysiert werden. Als Vielfaltsmaße werden sowohl die absolute Anzahl an Allelen (N) als auch deren effektive Anzahl v_2 angegeben (vgl. Hattemer et al., 1993). Der Parameter v_2 berücksichtigt relative Allelhäufigkeiten, wodurch der Einfluss geringer Stichprobengrößen minimiert wird.

Als Maß der genetischen Differenzierung wurde zunächst der paarweise genetische Abstand zwischen allen Beständen d_0 bestimmt (Gregorius, 1974). Um den Grad der Differenzierung von einer Population zu allen anderen zu bestimmen, wurde das genetische Differenzierungsmaß D_j (Gleichung 2) berechnet (Gregorius und Roberds, 1986). Beide Maße quantifizieren, wie stark sich die genetischen Strukturen zwischen Populationen unterscheiden, und messen den relativen Anteil der Allele, die ausgetauscht werden müssten, um identische genetische Strukturen zwischen Populationen (= allelische Häufigkeiten) zu erhalten (Werte zwischen 0 und 1).

Die statistische Einordnung der Multilocus-Genotypdaten in Gruppen erfolgte mit dem Programm STRUCTURE 2.3.2 (zu Software-Details siehe Pritchard et al. 2009). Diese Methode eignet sich nicht nur für die innerartliche Zuordnung von Individuen zu Populationen, sondern auch für die Gruppierung von Individuen in verschiedene taxonomische Einheiten (Arten bzw. Unterarten) mit mehr oder weniger starken Anteilen von Hybridisierung. Grundlage war eine Publikation von Lepais et al. (2006), in der verschiedene Eichenarten

(*Q. petraea*, *Q. pubescens*, *Q. pyrenaica* und *Q. robur*) in Frankreich zunächst genetisch und anschließend taxonomisch untersucht worden sind. Das Programm beinhaltet eine modellbasierte Clustermethode, die Rückschlüsse auf Populationsstrukturen und Reproduktionsverhältnisse ermöglicht. Dabei werden die einzelnen Individuen bestimmten Populationen bzw. Reproduktionseinheiten zugeordnet. Diese Methode wurde erstmals von Prithchard et al. (2000) veröffentlicht und von Falush et al. (2003, 2007) weiter entwickelt.

In einem abschließenden vierten Schritt wurden die Daten hinsichtlich der räumlichen Konzentration bzw. der Isolation von Vorkommen und ihres Gefährdungsgrades ausgewertet.

3 Ergebnisse

Baumzahl, Anzahl und Lage der Vorkommen

Auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland wurden insgesamt 26 Vorkommen mit einer geschätzten Gesamtzahl

von rund 14.500 Individuen über alle Entwicklungsstufen kartiert. Bis auf ein Vorkommen im thüringischen Saalethal bei Jena mit geschätzten 120 Bäumen liegen alle in Deutschland erfassten (potenziellen) Flaum-Eichen-Bestände im Südwesten von Baden-Württemberg. Diese 25 Vorkommen nehmen eine Fläche von insgesamt 182 ha ein (Tabelle 2).

Der größte Anteil der Vorkommen mit den höchsten Baumzahlen (18 Vorkommen mit knapp 14.000 Bäumen) befindet sich im Wuchsgebiet „Oberrheinisches Tiefland und Rhein-Main-Ebene“ mit dem Schwerpunkt Oberrheingraben und Kaiserstuhl. Darunter erreicht die Population im NSG Büchesenberg am Kaiserstuhl mit geschätzten 11.000 Bäumen die größte Baumdichte. Der Oberrheingraben und seine Randzonen haben die mildesten Winter und die wärmsten Sommer in Deutschland bei geringen bis mäßigen Niederschlägen, was den Standortansprüchen der Flaum-Eiche entgegen kommt. Linksrheinisch schließt sich im Südwesten das französische „Saône-Tiefland“ an, mit den Vogesen im Norden und dem Jura im Südosten. Die Einwanderung der Flaum-Eiche

Tabelle 2

Übersicht der kartierten Flaum-Eichenvorkommen in Deutschland mit Angabe des Schutzstatus (a = Naturschutzgebiet, b = Fauna-Flora-Habitat, c = Vogelschutzgebiet, d = Biosphärenreservat)

Land	Ort / Region	Kürzel	Anzahl Bäume	Fläche (ha)	Lage	Wuchsgebiet
BW	Sasbach	SAS ¹	300	16,1	NSG Limberg a,b,c	Oberrheinisches Tiefland und Rhein-Main-Ebene
BW	Kiechlingsbergen	KIE	150	37,5	südlich Kiechlingsbergen-Amoltern b,c	Oberrheinisches Tiefland und Rhein-Main-Ebene
BW	Ballrechten	BAL ¹	200	1,5	NSG Kastelberg a,b	Oberrheinisches Tiefland und Rhein-Main-Ebene
BW	Büchesenberg	BUE ¹	11.000	10,4	NSG Büchesenberg a,c	Oberrheinisches Tiefland und Rhein-Main-Ebene
BW	Niederrotweil		130	1,5	NSG Bitzenberg a,c	Oberrheinisches Tiefland und Rhein-Main-Ebene
		NIE ¹	200	0,9	NSG Schneckenberg a,c	
			50	9,5	NSG Steinbruch Niederrotweil a,b,c	
			50	4,8	NSG Ebnet a,c	
BW	Oberweiler	OBE ¹	300	28,8	NSG Innerberg a,b	Oberrheinisches Tiefland und Rhein-Main-Ebene
BW	Schelingen	SCH ¹	18	1,5	NSG Scheibenbuck-Bluttenbuck a,b,c	Oberrheinisches Tiefland und Rhein-Main-Ebene
			200	1,3	NSG Scheibenbuck-Bluttenbuck a,b,c	
			180	3,4	NSG Dachslöcher Buck a,b,c	
			100	0,6	NSG Ohrberg a,b,c	
			20	0,5	NSG Haselschacher Buck a,b,c	
			40	0,8	NSG Badberg a,b,c	
BW	Istein	IST ¹	500	17,9	NSG Isteiner Klotz a,b,c	Oberrheinisches Tiefland und Rhein-Main-Ebene
BW	Grenzach	GRE ¹	250	10,5	NSG Buchwald a,b,c	Oberrheinisches Tiefland und Rhein-Main-Ebene
BW	Grenzach	BUC	100	2,5	NSG Buchwald bei Grenzach a,b	Oberrheinisches Tiefland und Rhein-Main-Ebene
BW	Birnberg	BIR ¹	22	2,6	südlich Griessen, nördlich Hohentengen am Hochrhein b	Südwestdeutsches Alpenvorland
BW	Bechtersbohl	KUE	50	4,2	NSG Küssaberg a,b	Südwestdeutsches Alpenvorland
BW	Griessen	GRI	500	17,5	westlich Griessen, nördlich Unterriedern b	Südwestdeutsches Alpenvorland
BW	Kätzler	KAE ¹	13	2,2	südostlich Klettgau, südwestlich Unterriedern b	Südwestdeutsches Alpenvorland
BW	Schönberg	SBE ¹	30	1,4	zw. Öschingen und Gönningen b,c,d	Schwäbische Alb
BW	Zellerhorn	ZEL	5	1,0	NSG Zellerhornwiese a,b,c	Schwäbische Alb
BW	Bad Urach	NAE	10	3,5	NSG Nägelesfelsen a,b,c,d	Schwäbische Alb
TH	Jena	GGB ¹	120	2,4	NSG Grosser Gleisberg bei Jena a,b	Ostthüringisches Trias-Hügelland

¹ Vorkommen wurden für genetische Analysen beprobt.

aus Frankreich und dem Mittelmeerraum könnte durch klimatische Verhältnisse im Saônetal und dem sich südlich anschließenden Rhônetal begünstigt worden sein.

Vier Vorkommen mit insgesamt über 500 Bäumen befinden sich im südlichen Bereich des Wuchsgebietes „Südwestdeutsches Alpenvorland“ an der Grenze zum schweizerischen „Mittelland-Hochrhein“. Drei kleinere Vorkommen (insgesamt etwa 50 Bäume) wurden auf der „Schwäbischen Alb“ an Hängen mit süd- bis südwestlicher Ausrichtung nachgewiesen. Das nördlichste untersuchte Vorkommen mit 120 Bäumen, verteilt auf 2,4ha, liegt in Thüringen bei Jena im „Ostthüringischen Trias-Hügelland“.

Neun kartierte Populationen weisen Baumzahlen zwischen 11 und 50 Individuen auf. Bei zwölf Vorkommen schwanken die Baumzahlen zwischen 101 und 500 Individuen.

Bereits vor der bundesweiten Erfassung wurden zusätzlich drei von Konczak (1998, 1999) beschriebene „Verdachts-Vorkommen“ im Nationalpark Unteres Odertal (nahe der Ortslagen Gellmersdorf/Mühlenbeck, Gartzer Schrey und Mescherin) hinsichtlich ihrer Artzuordnung überprüft. Insgesamt wurden 27 Eichen unterschiedlicher Altersstadien als Flaum-Eiche oder ggf. als Bastarde nach blattmorphologischen Merkmalen angesprochen (Kätzel et al., 2012).

Alle untersuchten Vorkommen liegen in Gebieten mit Schutzstatus (Tabelle 2). Einem Natura 2000 Schutzstatus unterliegen alle Vorkommen – 13 Bestandesflächen sind

sowohl Fauna-Flora-Habitate (FFH) als auch Vogelschutzgebiete (SPA), neun Vorkommen sind Bestandteil von Fauna-Flora-Habitaten und vier Vorkommen liegen in Vogelschutzgebieten. Darüber hinaus sind 16 Bestandesflächen zusätzlich als Naturschutzgebiete ausgewiesen. Im Biosphärenreservat Schwäbische Alb liegen zwei Flaum-Eichenvorkommen.

Anhand der Darstellung der Kerneldichte (Bornmann und Waltman, 2011) werden einerseits die Zentren von genetischen Ressourcen der Flaum-Eiche und andererseits isolierte Vorkommen erkennbar. Abbildung 2 zeigt die Verdichtungsräume der beprobten zwölf (Sammel-)Vorkommen unter Berücksichtigung der Baumzahl der Vorkommen. Hier werden Populationen insbesondere mit hoher Baumzahl, aber auch enger Nachbarschaft hervorgehoben.

Danach bestehen in Deutschland für die Flaum-Eiche vier Vorkommensschwerpunkte mit jeweils bis zu vier Teilbereichen (Abbildung 2). Die höchsten Dichten liegen im Kaiserstuhl-Gebiet mit den Beständen Büchsenberg (BUE), Sasbach (SAS) und den Sammel-Vorkommen Niederrotweil (NIE) und Schelingen (SCH) vor. Der Teilbereich Markgräflerland-Dinkelberg, mit den Vorkommen Ballrechten (BAL) und Oberweiler (OBE) im Norden und Istein (IST) und Grenzach (GRE) im Süden, schließt sich dem Bereich Kaiserstuhl rheinaufwärts an. Die Entfernung zwischen diesen beiden Teilbereichen ist nur gering und beträgt zwischen den berechneten Grenzen etwa 10 km.

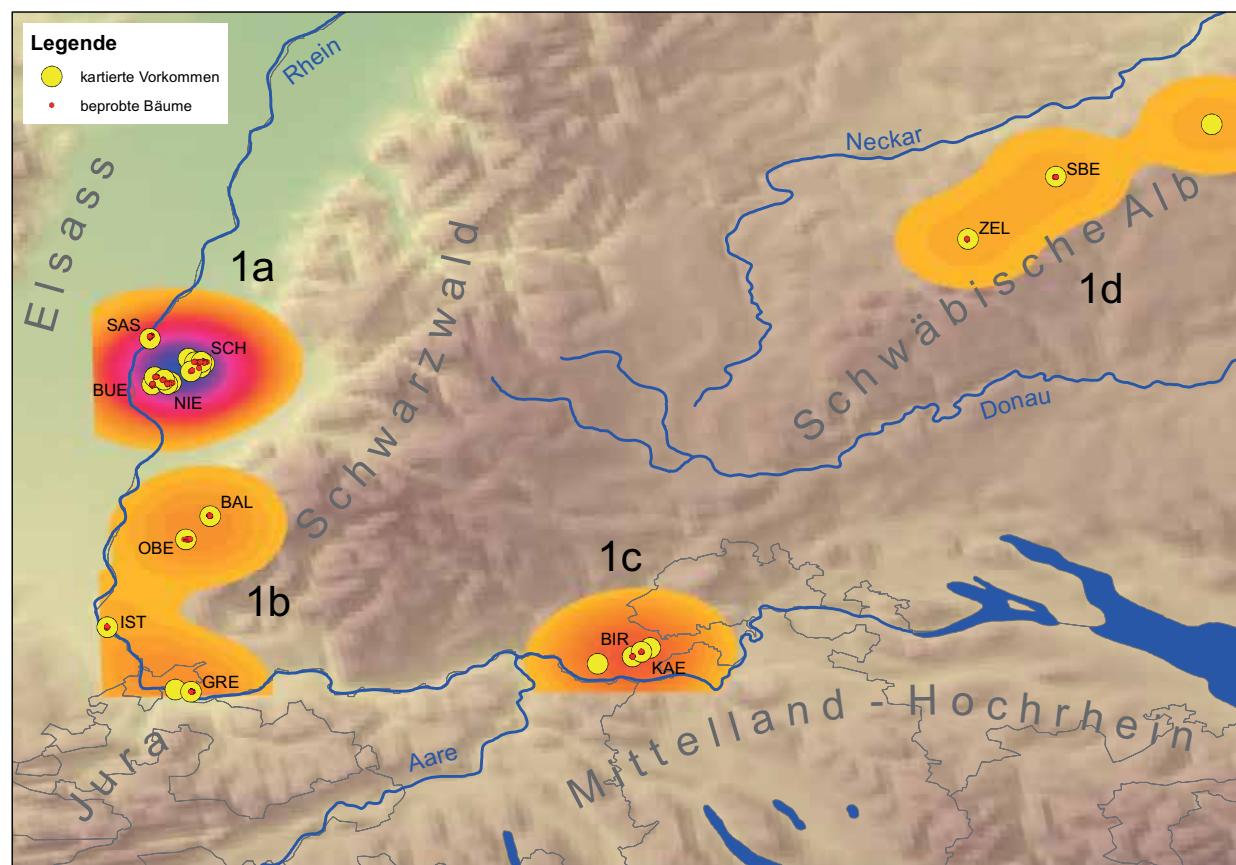


Abbildung 2

Kerneldichtekarte der untersuchten Flaum-Eichen-Vorkommen im südwestlichen Baden-Württemberg mit den Vorkommensschwerpunkten 1a Kaiserstuhl, 1b Markgräflerland-Dinkelberg, 1c Klettgau und 1d Schwäbische Alb. Angegeben ist zusätzlich die Lage der beprobten Bäume.

Es ist mit einiger Wahrscheinlichkeit davon auszugehen, dass bisher nicht gefundene bzw. kartierte Vorkommen existieren, über die die beiden Bereiche verbunden sein könnten. Weiter rheinaufwärts befindet sich der Teilbereich Klettgau mit den beprobenen Vorkommen Birnberg (BIR) und Kätzler (KAE). Eine Verbindung entlang des Rheins nach Grenzach und Istein (Markgräflerland-Dinkelberg) könnte über versprengte Einzelvorkommen existieren (Abbildung 2).

Durchmesser- und Altersstruktur

Neben der Individuenanzahl beeinflusst die demografische Struktur einer Population deren Überlebensfähigkeit. Da das Alter der Einzelbäume nur schwer zu ermitteln war, wurde der Brusthöhendurchmesser (BHD) gemessen und einer von drei „Durchmesserstufen“ ($BHD < 7\text{ cm}$, $BHD 7 – 20\text{ cm}$, $BHD > 20\text{ cm}$) zugeordnet. Für eine potentiell überlebensfähige Population wurde von einer pyramidalen Durchmesserstruktur mit großer Verjüngungsstufe ausgegangen. Je größer die Abweichung von dieser ist, desto ungünstiger erfolgte die Einstufung der Vorkommen. Der Anteil der Naturverjüngung wurde gesondert, differenziert nach Höhenstufen ($< 1,5\text{ m}$ und bis ca. 3 m Höhe), aufgenommen.

Über 70% (etwa 10.000 Individuen) der erfassten Flaum-Eichen liegen in der mittleren Durchmesserstufe von 7 bis 20 cm . Fast ein Drittel (27%; etwa 4.000 Bäume) sind starke bzw. stärkere Bäume mit mehr als 20 cm Brusthöhendurchmesser. Junge Bäume mit weniger als 7 cm BHD kommen nur sehr selten vor (216 Individuen; 1,5%). Eine natürliche Verjüngung ließ sich in 89% der Flaum-Eichenvorkommen beobachten. Nur zwei Vorkommen in Baden-Württemberg (ein Teilbestand mit nur insgesamt 13 Bäumen aus dem zusammengelegten Vorkommen Niederrotweil und das Vorkommen Kätzler) sowie das Vorkommen bei Jena in Thüringen verjüngen sich nicht.

Im polnischen Bielinek sollten dendrochronologische Untersuchungen an 13 Eichen zusätzlich Aufschluss über die

Altersstruktur der Population geben. Nach den Bohrkernanalysen waren die ältesten Flaum-Eichen mit Stammdurchmessern (BHD) von 60 bis 80 cm mehr als 250 Jahre alt, insgesamt war die Altersvariation jedoch hoch. Die jüngsten der beprobenen Bäume waren nur wenig über 100 Jahre alt (Abbildung 3). Im Vergleich zu ebenfalls untersuchten Traubeneichen aus nahegelegenen Beständen waren die Jahrringbreiten sehr gering. Nach den stärksten mittleren Zuwächsen mit bis zu $3,5\text{ mm/Jahr}$ zwischen 1915 und 1928 fielen die durchschnittlichen Jahrringbreiten tendenziell auf unter 1 mm/Jahr ab. Auffällig waren die hohe Gleichhäufigkeit zwischen den beprobenen Bäumen im Verlauf der Jahrringbreiten und die relativ breiten Splintbereiche (25 bis 30 Jahre) im Vergleich zur Trauben-Eiche (12 bis 18 Jahre).

Vitalität der Bäume

Neben den populationsbewertenden Merkmalen liefert die Vitalitätseinschätzung der Einzelbäume, differenziert nach Alters-(Durchmesser-)gruppen, wichtige Hinweise über die potentielle Überlebensfähigkeit der Population. Die Bewertung der Vitalität wurde auf der Grundlage der Kronenstruktur in vier Stufen von 0 (sehr vital) bis 3 (absterbend) vorgenommen. Die Vitalität der kartierten Einzelbäume entsprach überwiegend (76%) der Klasse 2. Nur 4% bzw. 12% der Vorkommen wurden in die Vitalitätsstufen 0 und 1 eingestuft. Die Vitalitätsstufe 3 ist ebenfalls nur mit wenigen Beständen (8%; Schelingen Dachslöcher Buck, Schelingen Ohrberg) belegt. Innerhalb der Populationen ist die Schwankungsbreite der Vitalitätsstufen gering.

Gesamtbewertung der Vorkommen „*in-situ-Erhaltungsfähigkeit*“)

In die Gesamtbewertung der Überlebensfähigkeit der Vorkommen an den jeweiligen Standorten gingen die

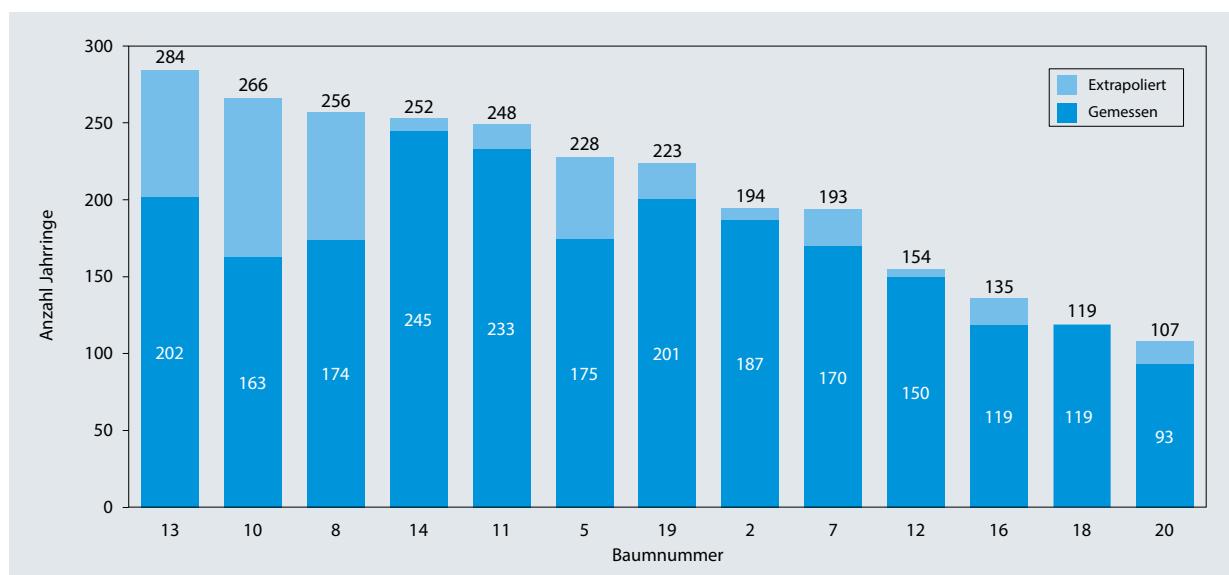


Abbildung 3

Gemessene Jahrringe und geschätzte Alter der untersuchten Flaum-Eichen in Bielinek

Populationsgröße (Abundanz), die Altersstrukturqualitätsklasse und die durchschnittliche Vitalität ein. Als Leitbild für eine hohe Überlebensfähigkeit gilt eine individuenreiche Population mit einer pyramidalen demografischen Struktur bei großem Verjüngungsanteil und hoher Vitalität in allen Durchmesserstufen. Je größer die Abweichung von dieser Idealverteilung war, desto ungünstiger wurde die Altersstrukturqualität des konkreten Vorkommens auf einer Skala von 1 (sehr gut) bis 5 (sehr schlecht) bewertet. Aus den Vitalitäten der einzelnen Durchmesserstufen und der prozentualen Häufigkeit der Durchmesserstufe innerhalb eines Vorkommens wurde die Gesamt-Vitalität des Vorkommens berechnet und mit der Abundanzklasse sowie der Altersstrukturqualität kombiniert.

Die resultierende Bewertung der in-situ-Erhaltungsfähigkeit erfolgte ebenfalls in fünf Stufen von sehr gut (1) über gut (2), geschwächt (3) und bedroht (4) bis absterbend (5). Von den untersuchten Flaum-Eichenvorkommen in Deutschland konnte auf dieser Grundlage nur der Bestand in Sasbach (SAS) als einziger mit „gut“ bewertet werden. Er liegt auf einer exponierten Geländekuppe am Rhein mit geschätzten 300 Individuen. Die mit über 11.000 Bäumen größte Population im NSG Büchesenberg (BUE) ist aufgrund fehlender Bäume mit weniger als 7 cm BHD in die Klasse „geschwächt“ eingestuft worden. In dieser Klasse finden sich neun (36 %) weitere Vorkommen. Der Bestand im Sammelvorkommen Schelingen (SCH mit insgesamt sechs Teilbeständen) umfasst zwar geschätzte 180 Bäume mit „sehr guter“ Altersstruktur, ist aber in einem schlechten Zustand (Vitalitätsstufe 3).

Die Mehrzahl der Vorkommen (56 %) ist mittelfristig in ihrem Bestand „bedroht“. Die drei Vorkommen auf der Schwäbischen Alb sind ebenso „geschwächt“ wie die beiden Vorkommen im Klettgau (BIR, KAE). Die Bestände IST, GRE und BAL sind „bedroht“. Im Kaiserstuhl-Gebiet sind „geschwächte“ und „bedrohte“ Bestände vorhanden. Ein Vorkommen ist als „absterbend“ zu bewerten (SCH, Dachslöcher Buck).

Diversität, Artzuordnung und Bestimmung des Hybridanteils auf der Grundlage genetischer Untersuchungen

In die genetischen Analysen gingen wie im Abschnitt „Beprobung“ beschrieben nicht alle Vorkommen als getrennte Populationen ein (Tabelle 2). Es ergaben sich zwölf Stichprobekollektive, die in den Analysen durch die Referenzvorkommen Bielinek (BIE) in Polen sowie Sigolsheim (SIG) und Bollenberg (BOL) im Elsass ergänzt wurden.

An den sieben untersuchten Mikrosatelliten-Loci sind zwischen 19 und 37, über alle Genorte insgesamt 194 verschiedene Allele identifiziert worden (Tabelle 3). Damit liegen hier hoch variable Genmarker vor.

Tabelle 3

Bezeichnung der verwendeten Kern-Mikrosatelliten, die in dieser Studie gefundenen Fragmentlängen in Basenpaaren (bp) sowie die Anzahl der Allele pro SSR-Genort über alle Populationen (aktuelle Proben und Referenzproben)

SSR-Locus	Min. und max. Allellängen		Anzahl Allele (beobachtet)
	in bp		
QrZAG112	83 – 117		19
QrZAG96	140 – 188		25
QpZAG110	190 – 242		26
QrZAG11	243 – 311		28
QpZAG20	151 – 209		26
QpZAG5b	218 – 300		37
QpZAG65	248 – 312		33

Basierend auf Multilocus-Genotypen wurde mit Hilfe des Programms STRUCTURE 2.3.2 (Prithchard et al., 2000; Falush et al., 2003, 2007; Hubisz et al., 2009) der Genpool der Flaum-Eiche von Vergleichspopulationen (Trauben- und Stiel-Eiche) eindeutig abgegrenzt. Die Methode ermöglicht damit auch die Schätzung von Hybridanteilen (Abbildung 4).

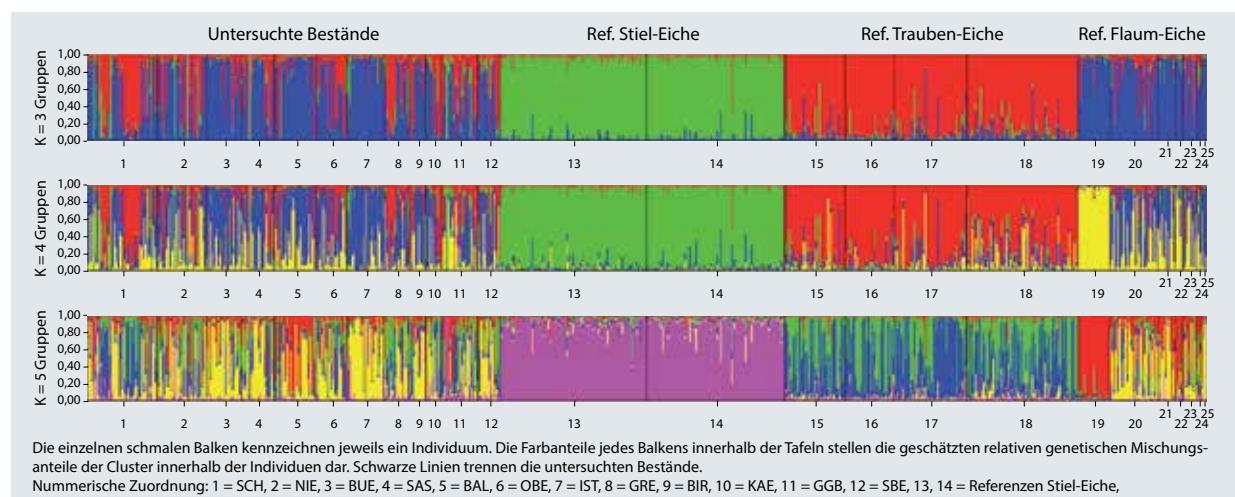


Abbildung 4

Graphische Darstellung der Clusterzugehörigkeiten jedes Individuums zu jeweils drei, vier und fünf reproduktiven Gruppen

Clustert man alle untersuchten Eichen in zunächst zwei Gruppen ($K = 2$), so spaltet sich zuerst die Stiel-Eiche von den beiden anderen Eichenarten ab (vgl. Neophytou et al., 2010; Höltken et al., 2012). Nach der Erhöhung der Gruppenzahl auf $K = 3$ bilden sich jeweils neue Cluster, welche die Trauben- und Flaum-Eichen als eigene reproduktive Einheiten trennen. Im Durchschnitt werden die meisten Bestände größtenteils der Flaum-Eichen-Gruppe zugeordnet, auch wenn der Einfluss der Trauben-Eiche, vermutlich durch Hybridisierung, relativ stark ist. Insbesondere die Bestände SCH und GRE werden zu über 45 % in die Trauben-Eichen-Faktion gruppiert. Die Bestände BUE, BAL und IST hingegen stellen eher geschlossene Reproduktionseinheiten der Flaum-Eichenfaktion dar. In einzelnen Fällen sind mit großer Wahrscheinlichkeit auch reine Stiel-Eichen in die Analytik eingegangen (im Wesentlichen in den Beständen SCH, NIE, KAE und GGB).

Interessant ist die Entwicklung der Gruppenstrukturen, wenn die Clusterzahl weiter erhöht wird. Werden die Individuen in weitere „artspezifische“ Gruppen eingeteilt, bedeutet dies hohe Artintegrität mit Populationsstrukturen (z.B. durch reproduktive Isolation verschiedener Herkünfte oder Baumgruppen). Vermischen sich die Gruppen, ist das ein deutlicher Hinweis auf eine Vermischung der Genpools durch Hybridisierung. Bei Erhöhung der Clusterzahl von $K = 3$ auf $K = 5$ wird die Stiel-Eiche stets einer einzigen Gruppe zugeordnet, während sich die Individuen der Trauben- und Flaum-Eichen auf mehrere, größtenteils nach Species aufgetrennte Gruppen aufteilen. Bei der Zuordnung der Genotypen auf $K = 4$ Gruppen wird zunächst die Flaum-Eiche im Wesentlichen auf zwei getrennte Gruppen verteilt (Unteres Odertal bei Bielinek sowie übrige Flaum-Eichen-Vorkommen). Die Trauben-Eichen verbleiben in einem eigenen Cluster.

Wird die Zuordnung in $K = 5$ Gruppen gewählt, so werden auch die Trauben-Eichen hauptsächlich zwei verschiedenen Gruppen zugeteilt. Insgesamt zeigt sich aber ein ähnliches Bild wie bei $K = 3$ und $K = 4$. Danach ließ sich jeder Baum einer Art oder einem Hybriden zuordnen.

Bei vorausgegangenen Untersuchungen im deutschen (drei Populationen) und im polnischen Teil des Unteren

Odertals zeigte sich, dass es sich bei den 28 beprobteten Bäumen (20 Alteichen, acht junge Bäume im Stangenholzstadium) in Bielinek ausschließlich um Flaum-Eichen handelt. Von den 27 untersuchten Eichen im westlichen Odertal auf der deutschen Seite konnte nur eine als Flaum-Eiche identifiziert werden. (Anmerkung: Zwei weitere, jüngere Bäume in Mescherin sind genetisch der Flaum-Eiche sehr ähnlich; wurden jedoch konsequenterweise den Hybriden zugeordnet). 19 Bäume wurden trotz der scheinbar stärkeren Blattbehaarung genetisch eher den Trauben-Eichen zugeordnet. Bei sieben Bäumen handelt es sich um Hybride zwischen Flaum- und Trauben-Eiche, wobei auf Grundlage der Trennwerte die stärkere genetische Nähe zu einer der beiden Elternarten herausgearbeitet werden konnte.

Genetische Variabilität

In Tabelle 4 ist die Anzahl der an den jeweiligen Genorten gefundenen Allele für die einzelnen Bestände dargestellt. Hier zeigen sich deutliche Unterschiede. Der Bestand KAE weist nur insgesamt 65 Allele (zwischen 5 und 12 Allelen pro Locus), der Bestand GGB mit 128 (12 bis 28 pro Locus) die nahezu doppelte Anzahl an Allelen auf. Unter den Referenzproben befindet sich jedoch ein Bestand mit noch weniger genetischen Varianten. In BIE (= Bielinek, Polen) sind nur insgesamt 61 Allele (5 bis 12 pro Locus) beobachtet worden.

Diese Zahlen können allerdings durch unterschiedliche Stichprobengrößen beeinflusst sein, da seltene Allele mit einer höheren Wahrscheinlichkeit in großen Populationen auftauchen als in kleinen. Deshalb ist zusätzlich der Parameter der genetischen Diversität v_2 (effektive Anzahl an Allelen) berechnet worden, der neben den absoluten auch die relativen Häufigkeiten genetischer Varianten mit berücksichtigt und stochastiche Probleme minimiert (Tabelle 5). Die Diversitätswerte für v_2 sind etwas ausgänglicher. Dennoch ist ein ähnlicher Trend erkennbar. Die Proben vom Standort GGB charakterisieren auch hier den mit weitem Abstand variabelsten Bestand mit effektiv 9,8 Allelen pro Locus, gefolgt von den Beständen NIE, SAS und SCH. Die morphologisch und genetisch als sehr artrein

Tabelle 4

Anzahl gefundener Allele für die untersuchten Flaum-Eichenbestände an sieben SSR-(Mikrosatelliten-) Genorten sowie Gesamtanzahl an Allelen über alle Loci

SSR-Locus	SCH	NIE	BUE	SAS	BAL	OBE	IST	GRE	BIR	KAE	GGB	SBE	BIE ¹	BOL ¹	SIG ¹
QrZAG112	11	9	9	13	9	7	10	7	6	5	12	8	5	10	7
QrZAG96	20	16	15	19	15	17	14	14	11	11	17	16	10	15	11
QpZAG110	12	14	11	12	10	10	11	9	9	10	17	12	7	12	7
QrZAG11	16	14	11	12	12	10	11	12	9	10	16	13	6	11	7
QpZAG20	17	17	12	12	14	11	10	11	9	8	15	12	10	14	9
QpZAG5b	24	23	15	21	22	15	17	16	14	12	28	17	12	21	12
QpZAG65	27	18	22	23	14	18	12	12	16	9	23	19	11	24	11
Total	127	111	95	112	96	88	85	81	74	65	128	97	61	107	64

¹ = Referenzpopulationen

charakterisierten Referenzbestände zeigen auch hier jedoch ein sehr differenziertes Bild. Der Referenzbestand BOL liegt auf einem vergleichsweise hohen Diversitätsniveau (8,4 effektive Allele pro Locus). Gegenüber den Flaum-Eichen im süddeutschen Dreiländereck zeigten die Genorte der Mikrosatelliten des Bestandes in Bielinek (BIE) die geringste Diversität ($v_2 = 5,22$).

Neben den Mikrosatelliten-Markern wurde das individuenreiche Vorkommen BIE zusätzlich auf der Grundlage von Isoenzym-Markern an neun Genorten (FEST-B, PGI-B, MNR-A, GOT-B, PGM-B, IDH-B, 6PGDH-B, IDH-A, SKDH-A) vom ASP in Teisendorf (Bayern) genetisch charakterisiert (Konnert et al. 2004). An den Genorten der acht Isoenzyme zeigte sich keine Einengung der genetischen Vielfalt. Verglichen mit Brandenburger Trauben-Eichenbeständen (Tauern/Kleinsee, Fünfeichen/Level 2) waren die Werte für die genetische Diversität ($V_{\text{gam}} = 16,38$) und den Heterozygotiegrad ($H_b = 24,4\%$) sogar überdurchschnittlich hoch. Bei einem wenig von Null verschiedenen F-Wert (0,0078) zeigten sich keine Inzuchteffekte.

Genetische Differenzierung zwischen den Beständen

In Tabelle 6 sind die paarweisen genetischen Abstände zwischen den untersuchten Eichenbeständen dargestellt. Die Werte variieren von 0,316 zwischen SCH und NIE bis zu 0,553 zwischen KAE und BAL. Das bedeutet, dass zwischen diesen Beständen 31,6% bzw. 55,3% der genetischen Varianten ausgetauscht werden müssten, um identische genetische Profile zu erhalten. Im Mittel unterscheiden sich die Bestände um 42,9%. Höhere genetische Abstände sind zu Referenzproben zu beobachten (im Mittel 50,6%).

Wie repräsentativ die genetische Ausstattung eines Bestandes im Vergleich zum gesamten untersuchten Genpool (also der Gesamtheit aller anderen Individuen) ist, wird durch den Differenzierungsparameter D_j bestimmt (siehe Abbildung 5). Hier zeigt sich, dass die Bestände SCH und NIE mit einem Wert von circa 0,26 am geringsten vom gesamten Genbestand der gezogenen Proben abweichen. Die Bestände IST und KAE sind innerhalb der Bestände mit $D_j > 0,4$ am

Tabelle 5

Genetische Diversität v_2 an sieben SSR-(Mikrosatelliten-) Genorten sowie das Mittel über alle Loci

SSR-Locus	SCH	NIE	BUE	SAS	BAL	OBE	IST	GRE	BIR	KAE	GGB	SBE	BIE ¹	BOL ¹	SIG ¹
QrZAG112	2,5	2,7	2,5	3,2	4,0	2,2	5,1	3,0	2,2	1,6	2,4	3,1	3,2	4,9	3,8
QrZAG96	9,2	7,5	8,6	10,1	9,6	12,3	7,8	7,7	6,0	8,0	9,5	10,6	6,9	7,3	7,3
QpZAG110	6,3	5,2	4,7	8,0	2,5	2,9	5,0	5,0	4,4	5,1	6,3	6,8	4,2	5,8	4,0
QrZAG11	6,4	6,8	5,2	5,6	7,0	4,1	5,0	7,6	5,4	7,0	7,0	4,5	5,1	6,6	5,9
QpZAG20	6,4	9,6	7,3	6,7	10,0	9,4	6,0	5,9	6,4	4,7	7,2	6,4	6,2	6,1	6,0
QpZAG5b	11,3	17,0	7,9	12,8	9,0	9,1	9,0	12,0	10,1	8,0	19,8	12,5	6,7	10,4	7,9
QpZAG65	18,0	13,1	15,2	15,3	9,6	14,1	8,3	8,8	11,5	7,7	16,3	14,7	7,1	17,9	7,3
Mittel	8,6	8,8	7,4	8,8	7,4	7,7	6,6	7,1	6,6	6,0	9,8	8,4	5,6	8,4	6,0

¹ = Referenzpopulationen

Tabelle 6

Paarweise genetische Abstände (d_0 nach Gregorius 1974) zwischen den untersuchten Eichenbeständen

	NIE	BUE	SAS	BAL	OBE	IST	GRE	BIR	KAE	GGB	SBE	BIE ¹	BOL ¹	SIG ¹
SCH	0,316	0,378	0,337	0,405	0,413	0,447	0,413	0,383	0,446	0,355	0,370	0,586	0,358	0,478
NIE		0,335	0,364	0,362	0,433	0,437	0,404	0,401	0,470	0,380	0,399	0,562	0,371	0,451
BUE			0,397	0,409	0,439	0,403	0,446	0,423	0,462	0,424	0,471	0,596	0,434	0,459
SAS				0,478	0,435	0,450	0,390	0,397	0,439	0,390	0,399	0,577	0,383	0,514
BAL					0,418	0,444	0,458	0,461	0,553	0,430	0,492	0,552	0,465	0,498
OBE						0,508	0,462	0,413	0,493	0,428	0,469	0,580	0,455	0,577
IST							0,476	0,445	0,516	0,484	0,526	0,598	0,428	0,538
GRE								0,392	0,422	0,442	0,454	0,597	0,439	0,487
BIR									0,402	0,420	0,480	0,568	0,389	0,486
KAE										0,451	0,439	0,613	0,488	0,553
GGB											0,421	0,562	0,465	0,536
SBE												0,623	0,446	0,505
BIE													0,571	0,584
BOL														0,424

¹ = Referenzpopulationen

stärksten differenziert und damit bezogen auf den gesamten Genpool am wenigsten repräsentativ. Von den Referenzbeständen weichen insbesondere BIE und SIG mit Werten von $D_j = 0,45$ bzw. 0,54 am deutlichsten von dem durchschnittlichen genetischen Profil ab.

Interessanterweise unterscheidet sich das Vorkommen an der Oder (Ref. BIE in Abbildung 5) erheblich von den Flaum-Eichen des Dreiländerecks (Deutschland, Frankreich, Schweiz). Dies belegen auch die hohen intraspezifischen genetischen Abstandswerte zwischen den beiden Regionen. Insgesamt ist die genetische Differenzierung im Vergleich zu den anderen heimischen Eichenarten aber als sehr hoch zu bewerten (vgl. Degen et al., 2010). Aber auch hier gilt es zu beachten, dass Drifteffekte gerade in Zusammenhang mit geringen Stichprobengrößen besonders ins Gewicht fallen können und genetische Differenzierungswerte somit an Signifikanz verlieren können (im Bestand KAE konnten nur 12 Proben untersucht werden).

Genetische Variabilität und Reproduktionszusammenhalt

Ein interessanter Zusammenhang wird deutlich, wenn die Höhe des reproduktiven Zusammenhalts der beprobeden Bestände über deren genetischer Diversität aufgetragen wird (Abbildung 6). Hier zeigt sich der Trend, dass Hybridschwärme oder Bestände, die aus mehreren Eichenarten bestehen, eine deutlich höhere genetische Variabilität vorzuweisen haben. Dies ist nicht überraschend, da die verschiedenen Arten unterschiedliche Häufigkeitsverteilungen ihrer allelischen Varianten mitbringen. Der Bestand GGB beispielsweise zeigt hohe Anteile aller drei heimischen Eichenarten. Die Folge ist eine hohe genetische Diversität (zu Lasten der Artintegrität). Die Bestände BUE und BAL hingegen zeigen eine hohe Artintegrität und ihre genetischen

Diversitätswerte liegen mit 7,4 effektiven Allelen pro Locus ungefähr auf mittlerem Niveau. Die als sehr artrein charakterisierten Bestände (BIE, SIG aus dem Referenzprobenmaterial sowie IST) haben zwar hohe Zuordnungswerte für die Flaum-Eichenfraktion, dafür fallen die Diversitäten deutlich niedriger aus.

Zusammenfassend zeigt sich, dass die Proben aus den Beständen BUE, BAL und IST neben dem Bestand im polnischen Bielinek überwiegend als genetisch sehr artreine Flaum-Eiche charakterisiert werden können. Im Mittelfeld liegen BIR und SAS. Die übrigen Bestände repräsentieren eher Stichproben aus größeren Hybridschwärmen zwischen Flaum- und Trauben-Eiche (oder einer Mischung aus den beiden reinen Arten) bzw. sogar nahezu artreinen Trauben- und Stiel-Eichen.

4 Diskussion

Die Flaum-Eiche besiedelt im südwestlichen Baden-Württemberg den derzeit nördlichsten Rand ihres natürlichen, zusammenhängenden Verbreitungsgebietes und stellt dort in wenigen Beständen die einzigen größeren und erhaltungsfähigen Vorkommen in der Bundesrepublik Deutschland dar. Betrachtet man die Indikatoren Vitalität, demografische Struktur, Populationsgröße und Individuendichte, so wäre die Mehrzahl der Vorkommen langfristig nicht überlebensfähig. In Baden-Württemberg steht die Flaum-Eiche als eine lokale Charakterart auf der Roten Liste (Gefährdungsgrad 3). Anderseits lassen die teilweise hohen Baumalter und hohen Diversitätskennziffern ein hohes Anpassungspotenzial insbesondere in kleinen ökologischen Nischen, u.a. auf Extremstandorten wie an den Trockenhängen des Unteren Odertals, erkennen. Generell besiedelt der Großteil der untersuchten Vorkommen Bergkuppen oder Hanglagen.

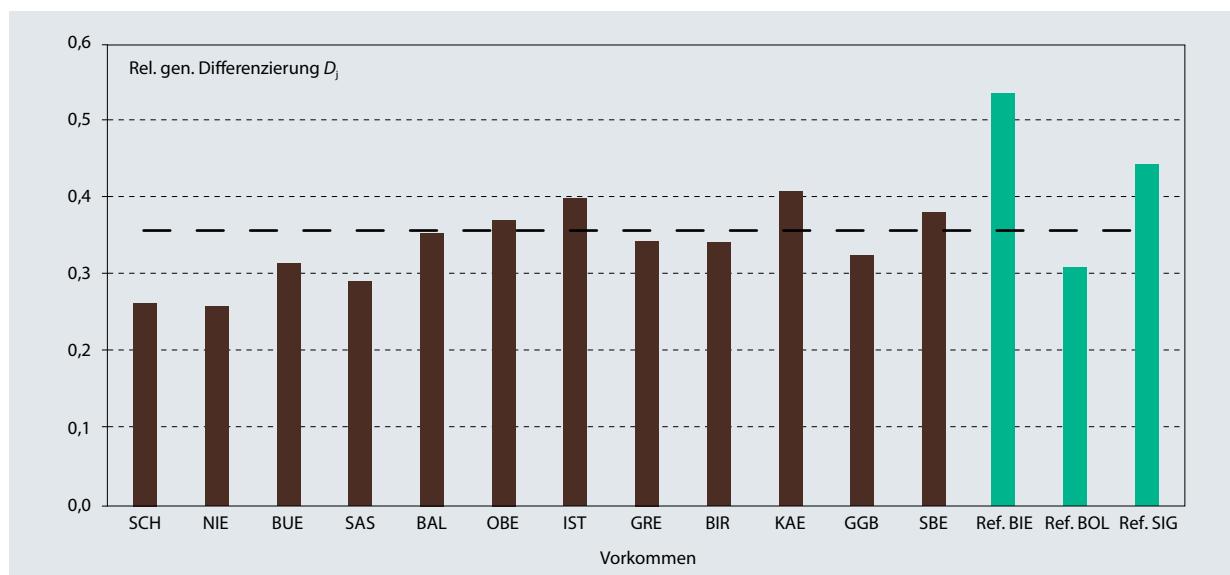


Abbildung 5

Relative genetische Differenzierung D_j jedes einzelnen Bestandes zum Komplement (= Gesamtheit aller anderen untersuchten Bestände). Die gestrichelte Linie gibt die durchschnittliche Gesamtdifferenzierung δ an

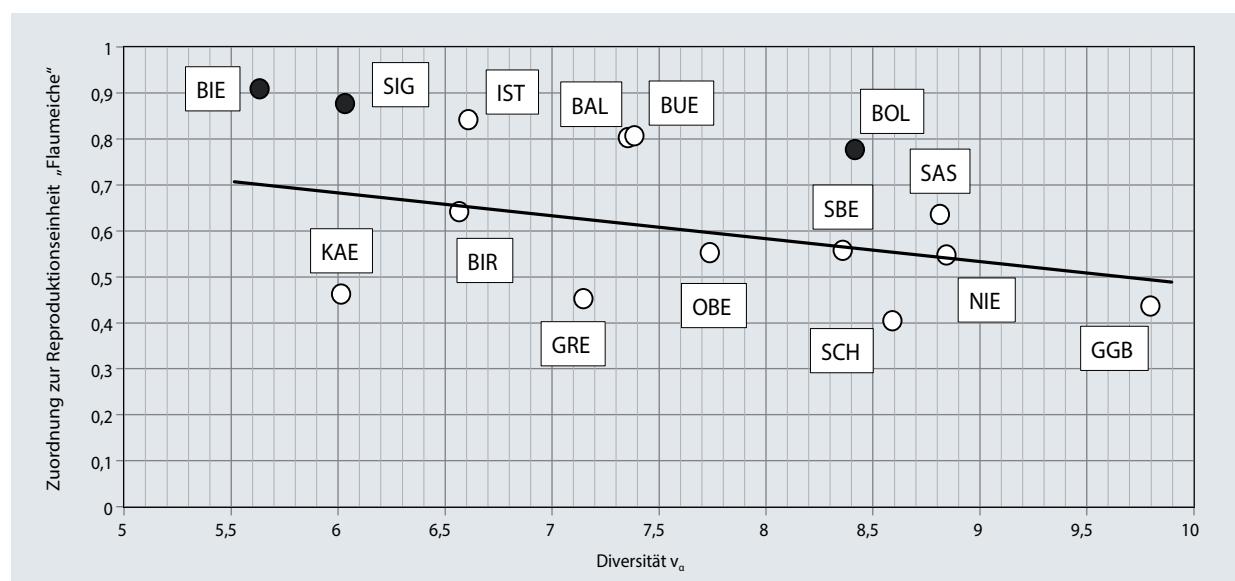


Abbildung 6

Zusammenhang zwischen genetischer Diversität (=effektive Allelanzahl) auf der Abszisse und dem relativen Anteil der untersuchten Bestände an artreiner Flaum-Eiche auf der Ordinate (untersuchte Bestände = leere Punkte, Referenzbestände = gefüllte Punkte)

Ebenso ist die Flaum-Eiche im Untersuchungsgebiet in freistehenden Kleingruppen, Waldrandlagen oder lichten Mischwäldern zu finden. Einzig im NSG Büchsenberg am Kaiserstuhl ist sie bestandsbildend.

Zwar befinden sich alle Vorkommen in Naturschutzgebieten und / oder Natura 2000 Gebieten, aber drei Viertel der Bestände sind von Weinanbauflächen umgeben und somit von direkten oder indirekten Bewirtschaftungsmaßnahmen betroffen. An vielen Stellen steht die Flaum-Eiche in Konkurrenz zur Buche und wird bei Überschattung verdrängt. Erhaltungsmaßnahmen sollten vordringlich auf den Schutz der Naturverjüngung ausgerichtet sein.

Die Probleme der Flaum-Eiche wie Überalterung, Verdrängung durch andere Baumarten, Isolation der Vorkommen und mangelnde Vitalität sind im Rahmen des oben beschriebenen BLE-Verbundprojekts auch für andere seltene Arten festgestellt worden (Schröder et al., 2013). Beispiele sind Wild-Apfel und Wild-Birne, der Speierling oder auch die Elsbeere. Wie der Speierling sind jedoch die Flaum-Eichen auf nur wenige ver einzelte Populationen beschränkt, während Elsbeere, Eibe und Wildobst deutlich weiter verbreitet sind. Einzelheiten dazu finden sich in den am Ende dieses Beitrags mit dem entsprechenden Link genannten ausführlichen Abschlussberichten aller im Projekt untersuchten Baumarten.

Auf Grund der charakteristischen Gefährdung der seltenen Arten ist auch für die Flaum-Eiche zu empfehlen, die wichtigsten Populationen mit einem genetischen Monitoring zu überwachen (Kätzel et al., 2005). Dieses Monitoring sollte insbesondere die Parameter Vitalität (Kronenverlichtung, Vergilbungen, Feinreisiganteil, biotische Schaderreger) und die Verjüngungsintensität (Fruktifikation, Aufkommen von Naturverjüngung, Schäden an der Verjüngung) umfassen. Daneben sollten in weiten Zeitabständen (zehn Jahre)

Wiederholungsuntersuchungen zu den genetischen Populationsstrukturen durchgeführt werden, so dass mögliche Änderungen in der „Kampfzone“ der nördlichen Verbreitungsgrenze dokumentiert werden können.

Obgleich die Flaum-Eiche für die Forstwirtschaft in der Bundesrepublik derzeit keine Bedeutung hat, könnte sich dies langfristig ändern. Unter forstlichen Gesichtspunkten sind die wenigen Individuen, meist Hybriden, die „Traubeneichen-ähnliche“ Stammformen ausbilden und gleichzeitig eine erhöhte Trockenstresstoleranz aufweisen, unter den Bedingungen des Klimawandels von besonderem Interesse. Flaum-Eichen-Wälder werden in Süd- und Südosteuropa oft als Niederwald zur Brennholzgewinnung bewirtschaftet. Ihr Holz ähnelt dem der Stiel-Eiche, ist aber schwerer, dauerhafter, hart und weniger elastisch. Hier wird es zum Möbelbau und als Bauholz verwendet (Banfi und Consolino, 1998).

Trotz ihrer geringeren Wuchsleistung hat die Flaum-Eiche in ihrem heutigen natürlichen Verbreitungsgebiet eine nicht zu unterschätzende waldökologische Bedeutung (Mikroklima, Bodenschutz, Nahrungsquelle, Artendiversität, Waldästhetik u.a.). Da die Kronen nicht sehr dicht schließen, entwickelt sich eine artenreiche Kraut- und Strauchschicht (Hecker, 2006). Lichte Flaum-Eichenwälder gehören deshalb zu den artenreichsten Ökosystemen Europas (Glatzer und Schramm, 2010) und sind somit eine ökologische Bereicherung in durch Trockenheit geprägten Regionen.

Unter sommertrockenen Bedingungen steigert die waldbauliche Integration der Flaum-Eiche die ökologische Stabilität der Waldgesellschaften. Die hohe Konkurrenzkraft der Flaum-Eiche gegenüber der Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris* L.), wie sie sich im letzten Jahrzehnt im Wallis und in Graubünden (Schweiz) zeigt (Weber et al., 2008; Sterck et al., 2008; Rigling et al., 2006, 2013), kann gegenwärtig kleinfächig

auch im Nationalpark Unteres Odertal beobachtet werden. An Trockenhängen am Gartzer Schrey sterben vermehrt Kiefern ab, während Trauben-Eichen und Flaum-Eichen-Hybride mit hoher Vitalität in die Sterbelücken einwandern.

Einige wenige Vorkommen haben das Potenzial zur Gewinnung von forstlichem Vermehrungsgut. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Baumart dem Forstvermehrungsgutgesetz (FoVG) unterliegt. Bevor die Flaum-Eiche zu einer Kandidaten-Baumart für aktive Waldumbaumaßnahmen zur Klimaanpassung auf extremen Standorten in Deutschland avanciert, sind jedoch noch umfassende Forschungsarbeiten zu leisten. Die aktuelle Erfassung überlebensfähiger Vorkommen stellt einen ersten Schritt in diese Richtung dar.

Dank

Ermöglicht wurde das Projekt durch die Finanzierung des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (Förderkennzeichen AZ 114-02.05-20.0074/09 - E - Los 1). Insbesondere danken wir Herrn Dr. Norbert R. Kowarsch für die administrative Begleitung durch die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) als Projektträger. An dem bundesweiten Verbundprojekt zur Erfassung von insgesamt zehn seltenen Baumarten waren alle deutschen forstlichen Versuchsanstalten sowie 21 private Kartierbüros beteiligt. Die Erstellung und Pflege der Datenbank wurde von Herrn Jürgen Kayser (IDAMA GmbH, Freiburg) übernommen. Für eine Liste aller Beteiligten sowie den ausführlichen Abschlussbericht verweisen wir auf die Seite:
http://www.ble.de/DE/03_Forschungsförderung/04_BiologischeVielfalt/BV-Erhebungen/TagDesWaldes-Bundesweite-Waldbau-Erhebung.html.

Literatur

- Banfi E, Consolino F (1998) Bäume in Garten, Park und freier Natur. Klagenfurt : Keiser, 223 p
- Bornmann L, Waltman L (2011) The detection of "hot regions" in the geography of science : a visualization approach by using density maps [online]. Zu finden in <<http://arxiv.org/ftp/arxiv/papers/1102/1102.3862.pdf>> [zitiert am 10.06.2014]
- Degen B, Höltken AM, Rogge M (2010) Use of DNA-fingerprints to control the geographic origin of forest reproductive material. *Silvae Genet* 59:268-273
- Endtmann KJ (2008) Natur- und Landschaftsschutz im Gebiet um Bellinchen / Bielinek und Hohenlübbichow / Lubiechow Gorny. Eberswalder Forstl SchR 37:42-74
- European Forest Data Centre (2013) Tree species maps : species habitat suitability [online]. Zu finden in <<http://forest.jrc.ec.europa.eu/efdac/applications/species-distribution/>> [zitiert am 23.06.2014]
- Falush D, Stephens M, Pritchard JK (2003) Inference of population structure : extensions to linked loci and correlated allele frequencies. *Genetics* 164:1567-2620
- Falush D, Stephens M, Pritchard JK (2007) Inference of population structure using 480 multilocus genotype data : dominant markers and null alleles. *Molecular Ecol Notes* 7:574-578
- Glatzer K, Schramm E (2010) Klimabezogener Umbau der Eichenwälder mit mediterranen Eichen : eine vorläufige Wirkungs- und Folgenabschätzung [online]. Zu finden in <http://www.bik-f.de/files/publications/kfp_nr-5.pdf> [zitiert am 10.06.2014]
- Gregorius HR (1974) Genetischer Abstand zwischen Populationen : I. Zur Konzeption der genetischen Abstandsmessung. *Silvae Genet* 23:22-27
- Gregorius HR, Roberds JH (1986) Measurement of genetical differentiation among subpopulations. *Theor Appl Genet* 71:826-834
- Hattemer HH, Bergmann F, Ziehe M (1993) Einführung in die Genetik für Studierende der Forstwissenschaft. Frankfurt a M : Sauerländer, 492 p
- Hecker U (2006) BVL-Handbuch Bäume und Sträucher. München : BVL, 478 p
- Höltken AM, Buschbom J, Kätsel R (2012) Die Artintegrität unserer heimischen Eichen *Quercus robur* L., *Q. petraea* (Matt.) Liebl. und *Q. pubescens* Willd. aus genetischer Sicht. *Allg Forst-Jagdztg* 183:100-110
- Hubisz MJ, Falush D, Stephens M, Pritchard JK (2009) Inferring weak population structure with the assistance of same group information. *Mol Ecol Resour* 9:1322-1332
- Kätsel R (2006) Zur taxonomischen Einordnung der einheimischen Eichenarten. Eberswalder Forstl SchR 25:11-12
- Kätsel R, Becker F, Schröder J, Glathorn J, Höltken A, Löffler S (2012) Flaum- und Zerr-Eiche in Brandenburg : alternative Baumarten im Klimawandel? Eberswalder Forstl SchR 49:23-36
- Kätsel R, Maurer WD, Konnert M, Scholz F (2005) Genetisches Monitoring in Wäldern. *Forst Holz* 60(5):179-183
- Kätsel R, Schulze T, Becker F, Schröder J, Riederer J, Kamp Th, Wurm A, Huber G (2011) Seltene Baumarten in Deutschland – Erfassung und Erhaltung. *AFZ Wald* 66(19):37-39
- Konczak P (1998) Flora der Oderhänge bei Bellinchen. Verh Bot Ver Berlin Brandenburg 131:97-125
- Konczak P (1999) Die Flaum-Eiche in Ostbrandenburg. Verh Bot Ver Berlin Brandenburg 132:141-151
- Konnert M, Fromm M, Wimmer Th (2004) Anleitung für Isoenzymuntersuchungen bei Stieleiche (*Quercus robur*) und Traubeneiche (*Quercus petraea*) [online]. Zu finden in <http://blag-fgr.genres.de/fileadmin/SITE_GENRES/downloads/docs/BLAG/stieleiche-arbeitsanleitung.pdf> [zitiert am 11.06.2014]
- Lepais O, Léger V, Gerber S (2006) High throughput microsatellite genotyping in oak species. *Silvae Genet* 55:4-5
- Neophytou C, Aravanopoulos FA, Fink S, Dounavi A (2010) Detecting interspecific and geographic differentiation patterns in two interfertile oak species (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. and *Q. robur* L.) using small sets of microsatellite markers. *For Ecol Manage* 259:2026-2035
- Pritchard JK, Stephens M, Donnelly P (2000) Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155:945-959
- Pritchard JK, Wen X, Falush D (2009) Documentation for structure software: Version 2.3 [online]. Zu finden in <http://pritchardlab.stanford.edu/structure_software/release_versions/v2.3.4/structure_doc.pdf> [zitiert am 19.09.2014]
- Rigling A, Dobbertin M, Bürgi M, Feldmeier-Christe E, Gimmi U, Ginzler C, Graf U, Mayer P, Wohlgemuth T (2006) Baumartenwechsel in den Walliser Waldföhrenwäldern : Wald und Klimawandel. Forum Wissen 2006:23-33
- Rigling A, Bigler C, Eilmann B, Feldmeier-Christe E, Gimmi U, Ginzler C, Graf U, Mayer P, Vacchiano G, Weber P, Wohlgemuth T, Zweifel R, Dobbertin M (2013) Driving factors of a vegetation shift from Scots pine to pubescent oak in dry Alpine forests. *Global Change Biol* 19:229-240
- Roloff A (2001) Baumkronen : Verständnis und praktische Bedeutung eines komplexen Naturphänomens. Stuttgart : Ulmer, 164 p
- Sayer U (2000) Die Ökologie der Flaumeiche (*Quercus pubescens* Willd.) und ihrer Hybriden auf Kalkstandorten an ihrer nördlichen Arealgrenze : Untersuchungen zu Boden, Klima und Vegetation. Berlin : Cramer, 198 p, Diss Bot 340
- Schröder J, Kätsel R, Schulze T, Kamp Th, Huber G, Höltken A, Steiner W, Konnert M (2013) Seltene Baumarten in Deutschland : Zustand und Gefährdung. *AFZ Wald* 68(12):4-6
- Schütt R, Weisgerber H, Lang J, Roloff A, Stimm B (Hrsg.) (1998) Enzyklopädie der Holzgewächse : Band III-2. Landsberg/Lech : ecomed
- Sterck FJ, Zweifel R, Sass-Klassen U, Chowdhury Q (2008) Persisting soil drought reduces leaf specific conductivity in Scots pine (*Pinus sylvestris*) and pubescent oak (*Quercus pubescens*). *Tree Physiol* 28:529-536
- Ulrich E (1924) Die Flaumeiche, *Quercus lanugiosa* als neuer Waldbaum in Norddeutschland und die Nomenklatur. *Mitt Dtsch Dendrol Gesell* 34:297-304
- Walter H, Straka H (1970) Arealkunde. Stuttgart : Ulmer
- Weber P, Rigling A, Eilmann B, Mayer P, Wohlgemuth Th, Dobbertin M (2008) Verjüngung und Konkurrenz der Flaumeiche im Wallis. *Informationsbl Wald* 22:1-3

Untersuchungen zur abiotischen Resistenz von Pappeln

Marek Schildbach*

Zusammenfassung

Die Resistenz gegenüber abiotischen Schadfaktoren ist ein entscheidendes Kriterium für die Auswahl von Pappelklonen zum Anbau in Kurzumtriebsplantagen. Im Rahmen des Verbundprojektes „FastWOOD“ werden bei SACHSENFORST bereits vorhandene sowie neu gezüchtete Klone und Nachkommenschaften der Gattung Pappel auf ihre Toleranz gegenüber Frost und Trockenheit geprüft.

Die Untersuchungen zur Trockenheitsresistenz umfassen die Bonitur von Trockenschäden auf Versuchsflächen, Austrocknungsversuche im Gewächshaus sowie die Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit im Labor. Die Reaktion auf Trockenheit ist klonspezifisch und sehr stark von Zeitpunkt des Auftretens abhängig. Wassermangel nach der Pflanzung sowie im späten Frühling führt zu den größten Schäden. Die Frostresistenz wird mit Austriebs- und Triebabschlussbonituren sowie mit zusätzlichen Frosttests ermittelt. Sowohl bei der Früh- als auch bei der Spätfrostgefährdung zeigen sich große klonspezifische Unterschiede.

Schlüsselwörter: *Pappel, Trockenheit, Frost, Resistenz*

Abstract

Analysis of abiotic resistance of poplars

The resistance to abiotic factors is a key criterion for the selection of poplar clones for cultivation in short-rotation plantations. Within the framework of the joint project "FastWOOD" the public enterprise "Sachsenforst" examines existing and newly bred clones and progeny of the genus poplar on their tolerance to frost and drought. The studies on drought resistance include the classification of drought damage at sample plots, dehydration experiments in the greenhouse and the determination of hydraulic conductivity in the laboratory. The response to drought is specific to clones and also highly dependent on the time of occurrence. Lack of water after planting and in late spring causes the greatest damage. The frost resistance is determined by assessment of sprouting and shoot growth cessation phase. Additional frost test are used to determine the extent of damage. Both in the early and in the late frost risk, there are big differences between the clones.

Keywords: *poplar, drought, frost, resistance*

* Staatsbetrieb Sachsenforst, Kompetenzzentrum Wald und Forstwirtschaft, Referat Forstgenetik und Forstpflanzenzüchtung, 01796 Pirna OT Graupa

Einleitung/Hintergründe:

Das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) fördert über die Fachagentur nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) seit 2008 das Verbundvorhaben „Züchtung schnellwachsender Baumarten für die Produktion nachwachsender Rohstoffe im Kurzumtrieb“ (FastWOOD). Das Ziel dieses Projektes besteht darin, die Voraussetzungen für einen großflächigen, betriebssicheren und wirtschaftlichen Anbau von schnell wachsenden Baumarten auf landwirtschaftlichen Flächen zu schaffen. Um dieses Ziel zu erreichen, beschäftigen sich im Rahmen von FastWOOD und unter der Koordination der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) insgesamt acht Institutionen mit allen Aspekten der Züchtung von Pappeln, Weiden und Robinien. Dies beinhaltet die Sichtung älterer Versuchsflächen, die genetische Charakterisierung und Identifizierung, die kontrollierte Neukreuzung, die Anlage von Nachkommenschafts- und Klonprüfungen, die physiologische und morphologische Charakterisierung, Untersuchungen zum Resistenzverhalten, Simulationsstudien sowie die Anlage von Modellflächen.

Das Kompetenzzentrum Wald und Forstwirtschaft bei Sachsenforst (Referat Forstgenetik und Forstpflanzenzüchtung) hat dabei die Untersuchungen zur abiotischen Resistenz für die Neuzüchtungen der Projektpartner übernommen. Im Mittelpunkt steht die Prüfung der Trockenheits- und der Frostresistenz mit unterschiedlichen Methoden.

Neben der Wüchsigkeit und der Krankheitsresistenz ist die abiotische Resistenz eines der wichtigsten Kriterien bei der Auswahl neuer Klone und Nachkommenschaften für den Kurzumtrieb. Bisherige Untersuchungen zeigen, dass vor allem Trockenheit zu verminderten Anwuchs- und Wachstumsraten in Kurzumtriebsplantagen (KUP) führt (Wolf und Böhnisch, 2004; Thiele, 2008; Schildbach et al., 2010). Am

Beispiel der KUP Methau I lässt sich der Zusammenhang von Zuwachs und (Frühjahrs-)Niederschlag gut darstellen: Mit Ausnahme der Etablierungsjahre (1996 und 1997) verlaufen der Radialzuwachs und der Frühjahrsniederschlag annähernd gleich. Liegt der Frühjahrsniederschlag nur bei 50 % des langjährigen Mittels, fällt auch der Zuwachs im selben Maße geringer aus (Abbildung 1). Ist reichlich Niederschlag vorhanden, so ist auch das Wachstum überdurchschnittlich.

Dabei hängt es vom jeweiligen Pappelkロン ab, wie hoch der Zuwachs in guten Jahren ausfallen kann, bzw. wie stark der Zuwachsrückgang in Dürrejahren ist. Die Trockenheitsresistenz der Klone hat damit konkrete Auswirkungen auf die Wirtschaftlichkeit einer KUP. Ihre Bedeutung wird weiterhin zunehmen, da im Zuge des Klimawandels für die nächsten Jahrzehnte in Deutschland mit einem weiteren Anstieg der Durchschnittstemperatur und einem Rückgang der monatlichen Niederschläge vor allem im Sommer zu rechnen ist (Küchler und Sommer, 2005). Trotz der Klimaerwärmung wird es auch weiterhin Früh- und Spätfröste geben, die Schäden an KUP verursachen können. Gerade bei der Nutzung nichtheimischer Arten muss deren Eignung für das jeweilige regionale Klima sichergestellt werden.

Material

Die Untersuchungen zur Frost- und Trockenheitsresistenz finden fortlaufend an neu gezüchteten Pappelklonen der NW-FVA, an verschiedenen marktverfügbaren Standardpappelklonen sowie an eigenen Neuzüchtungen der Baumart Aspe statt. Die Auswertungen dieses Artikels beruhen auf Versuchen an 26 Pappelklonen der Sektion Tacamahaca, an 10 Klonen der Sektion Aigeiros sowie an 11 intersektionellen Klonen der Sektionen Tacamahaca und Aigeiros (Tabelle 1).

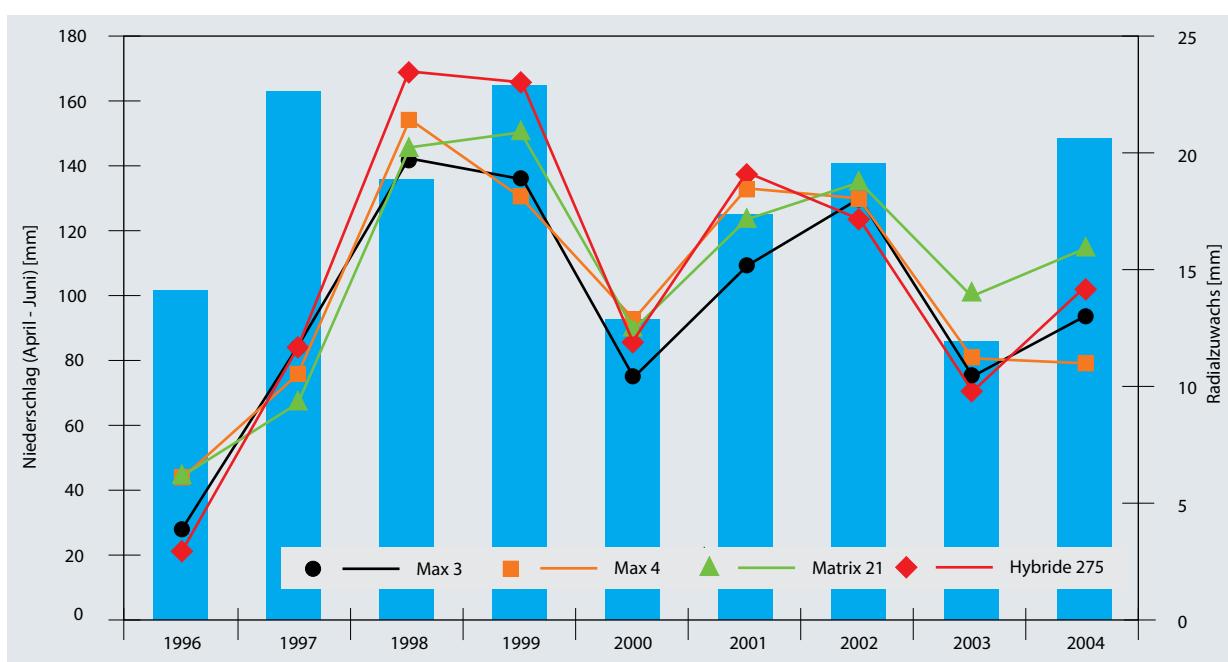


Abbildung 1

Zusammenhang zwischen Frühjahrsniederschlag (April bis Juni) und Radialzuwachs auf der Versuchsfläche Methau I (nach Daten aus Thiele, 2008).

Tabelle 1

Ausgangsmaterial für die Resistenzuntersuchungen. (Sektion A = Aigeiros, T = Tacamahaca, A x T = intersektionelle Kreuzung zwischen A und T; „x“ = durchgeführte Versuche)

Name	weitere Bezeichnung	Sektion	Trockenheitsresistenzuntersuchung			Frostresistenzuntersuchung	
			Feldversuch	Gewächshaus	Labor	Bonitur	Klimakammer
17	NW 7-17 C	T	x	x			x
18	NW 7-18 D	T	x	x			x
61	NW 7-61 E	T	x	x			x
72	NW 7-72 T	A x T	x	x			x
91	NW 7-91 R	T	x	x			x
177	NW 7-177 T	A x T	x				
180	NW 7-180 W	A x T	x	x			x
183	NW 7-183 A	A x T	x	x			x
197	NW 7-197 S	T	x				
200	NW 7-200 V	T	x	x			x
204	NW 7-204 A	T	x	x			x
226	NW 7-226 B	T	x	x			x
234	NW 7-234 L	T	x				
236	NW 7-236 N	T	x	x			x
237	NW 7-237 P	T	x				
244	NW 7-244 X	A x T	x	x			x
255	NW 7-255 L	T	x	x			x
264	NW 10-264 N	A x T	x				
344	NW 7-344 S	T	x				
352	NW 7-352 B	T	x				
375	NW 7-375 D	T	x	x			x
491	NW 7-491 S	T	x	x			x
559	NW 7-559 X	A x T	x				
587	NW 7-587 F	T	x	x			x
726	NW 7-726 W	T	x				
AF 2	NW 9-868 G	A	x		x	x	
AF 6	AF 6	A			x	x	
AF 8	AF 8	A			x	x	
Andr.	NW 7-622 X / Androscoggin	T	x	x	x	x	x
Fritzi	Fritzi Pauley	T			x	x	
H. 275	NW 7-728 Z / Hybride 275	T	x	x	x	x	x
Harff		A			x	x	
Heid.	Heidemij	A				x	
I 214		A			x	x	
Jac.	Jacometti 78B	A			x	x	
Kolt.	Koltay	A			x	x	
M.L.	NW 7-605 C / Muhle Larsen	T	x		x	x	
Matr. 11	NW 7-199 U / Matrix 11	T	x				
Matr. 49	NW 8-1975 X / Matrix 49	T	x				
Max 1	NW 7-729 A	A x T	x	x	x	x	x
Max 3	NW 7-730 B	A x T	x	x	x	x	x
Max 4		A x T			x	x	
Mon.	Monviso	A x T			x	x	
Pan.	Pannonia	A			x	x	
Rob.	NW 7-843 L / Robusta	A	x	x	x	x	x
Wes. 4	NW 7-735 G / Weser 4	T	x				
Wes. 6	NW 7-737 K / Weser 6	T	x				

Aufgrund von Materialmangel, Platzmangel und Anzuchtproblemen konnten die verschiedenen Versuche bisher jeweils nur an einem Teil der dargestellten Klonen durchgeführt werden. Die ergänzenden Untersuchen laufen derzeit noch.

Die Auswertungen des Feldversuchs im Kapitel Ergebnisse beziehen sich alle auf die Versuchsfläche Thammenhain II. Es handelt sich dabei um einen Klonprüfversuch mit 36 Pappelklonen mit jeweils 52 Pflanzen pro Parzelle. Durch die Anlage als randomisierter Blockversuch mit sechs Wiederholungen wurde der Einfluss von möglicherweise vorhandenen kleinräumigen Standortsinhomogenitäten weitgehend ausgeschaltet. Der Bodentyp dieser Fläche ist ein Braunerde-Pseudogley, die Bodenart ein lehmiger Sand (Ackerwertzahl 42). Die Jahresmitteltemperatur beträgt 8,1 °C bei einem langjährigen Niederschlagsmittel von 575 mm. Damit wird die für KUP empfohlene Niederschlagsmenge von mindestens 300 mm in der Vegetationszeit (Petzold et al., 2010) nicht ganz erreicht. Abgesehen davon ist dieser Standort gut für den Anbau von Pappeln geeignet.

Methodik **Trockenheitsresistenz**

Zur Erfassung der Trockenheitsresistenz des Untersuchungsmaterials wurden drei Methoden verwendet (Tabelle 2). Dabei ging es zum einen darum, möglichst viele Informationen zur Reaktion der einzelnen Klonen zu erhalten. Zum anderen sollte untersucht werden, wie sich die Trockenheitsresistenz am besten bestimmen lässt.

Tabelle 2
Methoden zur Untersuchung der Trockenheitsresistenz

Methode	Vorteile	Nachteile
Feldversuche	- Realistische, praxisrelevante Bedingungen - Längerfristige Beobachtungen möglich	- Abhängigkeit von entsprechender Witterung - Standortsinhomogenität
Austrocknungsversuche im Gewächshaus	- Kontrollierte Bedingungen - Witterungs-unabhängig	- Platzbedarf - Hoher Betreuungsaufwand - Bedingte Verallgemeinerung auf Freiland
Untersuchung physiologischer Merkmale im Labor	- Witterungs-unabhängig - Geringer Platzbedarf - Hoher Proben-durchsatz	- Interpretationsbedarf der Ergebnisse

Mit Feldversuchen wird erfasst, ob und wie stark die Bäume auf Versuchsflächen auf Trockenheit reagieren. In erster Linie wird dabei das aktuelle Stresslevel in Form des Laubverlusts bonitiert (Tabelle 3) bzw. der Anteil vertrockneter Bäume ermittelt. Reversible Schädigungen (hängende Blätter infolge von Turgorverlust) wurden im Feldversuch nicht aufgenommen, da sich dieser Zustand zu schnell ändern kann. Auf

allen im Rahmen von FastWOOD angelegten Versuchsflächen wurden beim Auftreten von Dürreperioden entsprechende Erhebungen durchgeführt.

Tabelle 3
Bonitur der Trockenschäden

Boniturstufe	Schädigung
0	Keine irreversiblen Schäden
1	Leichte Schäden (1 bis <25 % Laubverlust)
2	Mittlere Schäden (25 bis <50 % Laubverlust)
3	Starke Schäden (50 bis <100 % Laubverlust)
4	Vertrocknet

Die Unterschiede in der Trockenheits-Zuwachs-Reaktion wurden mittels Kovarianzanalyse überprüft, in der die Ausgangshöhe als Kovariate verwendet wurde.

Bei der zweiten Methode müssen die Pflanzen zuerst in Töpfen angezogen werden. Nach der Etablierungsphase der Bäume (bis zum Erreichen einer Höhe von ca. 30 bis 50 cm) erfolgen weitere Untersuchungen. Hierbei wurden verschiedene Vorgehensweisen getestet. Im ersten Fall wurde die Bewässerung der Pflanzen komplett eingestellt. Anschließend wurde alle zwei Tage die Bodenfeuchte mit einem Bodenfeuchtemessgerät (TDR100 bzw. HD2 mit Pico 32-Sonde) bestimmt, bis alle Pflanzen komplett vertrocknet waren (Abbildung 2). Parallel dazu erfolgte die Bonitur der irreversiblen Blattschäden (analog zur Aufnahme der Feldversuche) sowie die Aufnahme der reversiblen Blattschäden nach dem gleichen Muster.

Im zweiten Fall wurden die zu untersuchenden Bäume in eine Variante mit geringer Wasserversorgung und eine gut wasserversorgte Kontrollvariante eingeteilt. Über mehrere Monate hinweg wurden die Bäume der ersten, trockeneren Variante immer am Rande des Welkebereichs gehalten. Auch hier wurden begleitend die Bodenfeuchte und die Höhe gemessen sowie der Schadzustand der einzelnen Bäume bonitiert. Damit lässt sich über einen längeren Zeitraum hinweg der Zuwachsverlust der einzelnen Klonen bei Trockenheit bestimmen. Aufgrund des hohen Arbeitsaufwands und des hohen Platzbedarfs wurden maximal 10 Pflanzen pro Klon und Variante untersucht.

Die dritte Methode – die Erfassung struktureller Parameter von Pflanzenteilen im Labor – beruht auf dem unterschiedlichen Wasserpotenzial frischer und trockener Pflanzen (Kramer, 1983). Entsprechend der „air seeding“-Hypothese gelangt bei zunehmender Austrocknung Luft in die Gefäße der Pflanze (Zimmermann, 1983), es bilden sich Embolien (Rust, 1999) und die hydraulische Leitfähigkeit der entsprechenden Triebabschnitte sinkt. Die Unterschiede in der Xylemstruktur können zu einer unterschiedlichen Embolieanfälligkeit führen und damit als Weiser für die Trockenheitsresistenz dienen. Zur Untersuchung dieses Sachverhalts wird im Labor die hydraulische Leitfähigkeit kurzer Abschnitte einjähriger Triebe mit dem XYLEM – Gerät gemessen (Cruziat et al., 2002) (Abbildung 3). Anschließend werden die

**Abbildung 2**

Austrocknungsversuche im Gewächshaus mit ungeschädigten (linkes Bild im Hintergrund) und geschädigten Pflanzen (linkes Bild, Vordergrund); Messung der Bodenfeuchte mit TDR 100 (rechts)

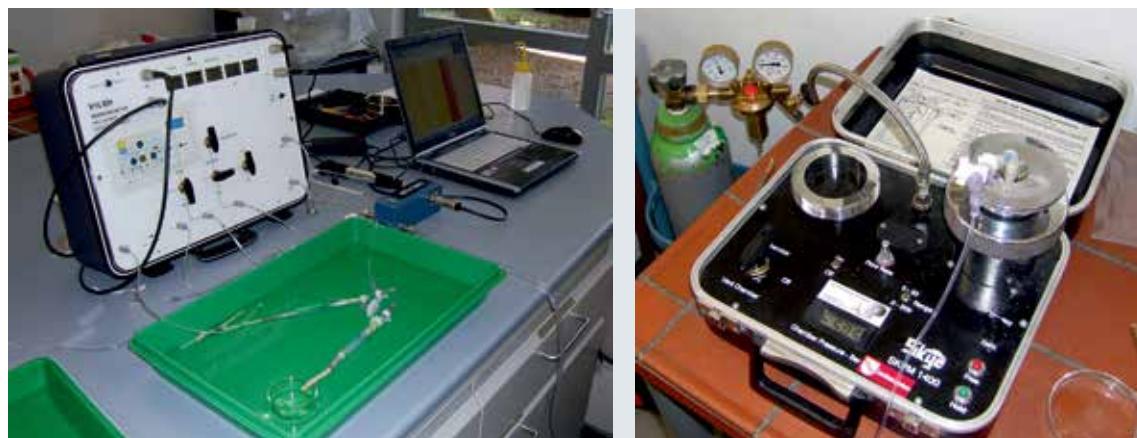
Triebabschnitte in eine Scholanderbombe eingespannt, in der mittels Druckluft Embolien in der Probe erzeugt werden. Nach einer kurzen Einwirkzeit wird der Druck abgelassen und erneut die hydraulische Leitfähigkeit des Triebabschnitts mit dem XYL'EM – Gerät gemessen. Dieser Vorgang wird über fünf Druckstufen (0,1 bis 1 bar) wiederholt, wobei die hydraulische Leitfähigkeit kontinuierlich abnimmt. Aus den Messwerten wird für jede Probe eine Leitfähigkeitsverlustkurve erstellt. Der Nachteil dieser Methode liegt vor allem darin,

dass die Bestimmung der Trockenheitsresistenz indirekt über die Lage und den Verlauf der Leitfähigkeitsverlustkurve erfolgt.

Methodik

Frost

Zur Erfassung der Frostresistenz des Untersuchungsmaterials wurden zwei Methoden verwendet (Tabelle 4).

**Abbildung 3**

Messung der hydraulischen Leitfähigkeit mit dem XYL'EM-Gerät (links). Erzeugung von Embolien in den Triebabschnitten mittels einer Scholanderbombe (rechts)

Tabelle 4

Methoden zur Untersuchung der Frostresistenz

Methode	Vorteile	Nachteile
Austriebs- und Triebabschlussbonitur	- Schnelle, einfache Grobcharakterisierung - Sehr gute Reproduzierbarkeit - Geringer Pflanzen- und Platzbedarf	- Unterschiedliche Frost härte bei ähnlichem Austriebsverhalten nicht erfassbar
Frosttest in der Klimakammer	- Unterschiedliche Frosthärtete bei ähnlichem Austriebs-/Triebabschlussverhalten erfassbar	- Höherer Aufwand - Witterungsbedingte und individuelle Störeinflüsse

Die erste Methode, die Bonitur von Austrieb und Triebabschluss wurde über mehrere Jahre hinweg an Topfpflanzen angewandt (Tabelle 5). Abbildung 4 zeigt die wichtigsten Austriebsstadien.

**Abbildung 4**

Austrieb der Pappel in den Boniturstufen 1 bis 3 (nach Tabelle 5)

Mit den gewonnenen Daten lassen sich Aussagen darüber treffen, welche Klone durch welche Frostart überhaupt gefährdet sind. Spätaustreibende Klone sind naturgemäß kaum durch Spätfrost gefährdet, ebenso wie früh abschließende Klone weniger durch Frühfrost gefährdet sind. Mit dieser Methode sind jedoch die Unterschiede in der Frosthärtete von Klonen mit ähnlichem Austriebsverhalten nicht erfassbar.

Dazu wird die zweite angewandte Methode benötigt, die in der Durchführung von Frosttests in der Klimakammer besteht. Zu verschiedenen Terminen während des Triebabschlusses im Herbst werden Topfpflanzen in die Klimakammer gestellt bzw. Triebabschnitte im Klimaschrank abgesteckt (Abbildung 5).

Tabelle 5

Boniturstufen des Austrieb und Triebabschlusses (modifiziert nach Fröhlich, 1964).

Boniturstufe	Austrieb	Triebabschluss
0	Knospe braun	Keine Verfärbung
1	Aufbrechende Knospen (grüne Spitzen)	Schwache Verfärbung (einzelne Blätter oder Blattränder verfärbt)
2	Blätter sichtbar, noch zusammengerollt	Mittlere Verfärbung (mindestens 50 % der Gesamtblattnäche verfärbt)
3	Blätter entfalten sich, Seitentriebe geschoben	Stark vergilbt (mindestens 90 % der Gesamtblattnäche verfärbt)
4	Blätter voll entfaltet, Terminaltrieb geschoben	Sämtliche Blätter abgefallen mit Ausnahme der Spitzen des Leittriebs
5	-	Kahl

**Abbildung 5**

Abgesteckte Triebabschnitte im Kälteschrank (links). Frostschaden während des Austriebs (rechts)

Über Nacht werden sie einem Kälteeinbruch ausgesetzt, wie er auch in natura auftreten könnte. Im Frühherbst (September) wird mit recht geringen Frösten von ca. -3 °C begonnen. Später im Jahr (Oktober) wird ein heftigerer Kälteeinbruch auf -10 °C simuliert (Abbildung 6).

Analog dazu wird beim Austrieb im Frühjahr verfahren. Im zeitigen Frühjahr sind noch sehr starke Nachtfröste möglich. Entsprechend tief wird auch die Temperatur in der Klimakammer eingestellt (bis -10 °C). Ende April werden realitätsnah nur noch geringe Fröste simuliert (ca. -3 °C) (Abbildung 6). Nach dem Einwirken des vorher definierten Frosts wird die Schadwirkung aufgenommen. Dazu wird der Anteil der geschädigten Blätter und Knospen sowie der Schaden am Trieb beurteilt und ausgewertet. Trotz durchgefrorener Pflanzköpfen sterben die Bäume in den wenigsten Fällen komplett ab. Für den praktischen Anbau ist an dieser

Stelle entscheidend, ob die Pflanzen nach einem Frostereignis aus der Wurzel oder aus höher liegenden Knospen wieder austreiben. Der Zuwachsverlust durch das Frostereignis ist in beiden Fällen gegeben. Im Falle eines Austriebs aus der Wurzel besteht aber zusätzlich die Gefahr, dass die Begleitvegetation die geschwächten Bäume komplett ausdunkelt.

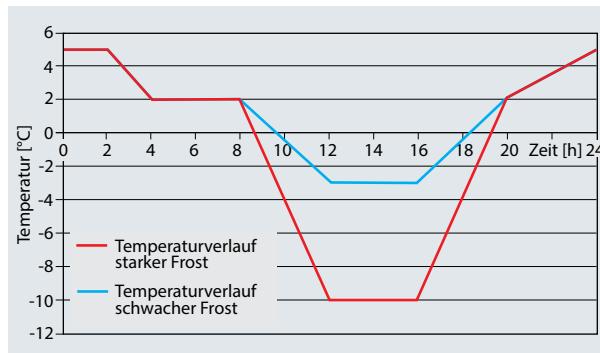


Abbildung 6

Temperaturregime in der Klimakammer bei den simulierten Frostereignissen zur Untersuchung des Früh- und Spätfrosts

hing dabei deutlich vom Zeitpunkt des Auftretens ab. Die Abbildung 7 zeigt das Niederschlagssaldo für den Hauptwachstumszeitraum April bis August 2010. Rote Bereiche kennzeichnen ein Niederschlagsdefizit und blaue Bereiche einen Niederschlagsüberschuss.

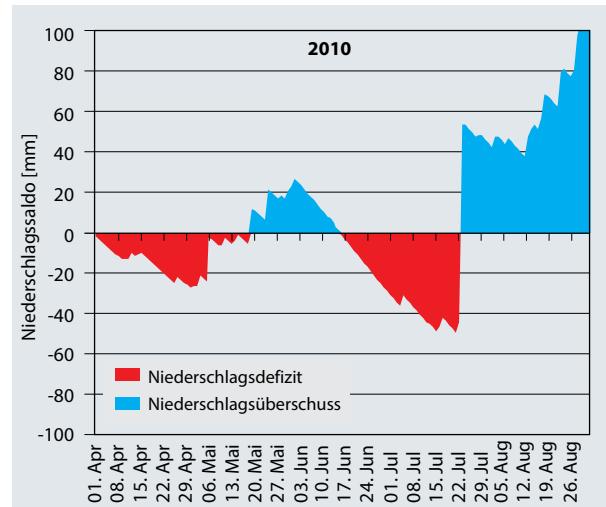


Abbildung 7

Niederschlagssaldo im Jahr 2010 auf der Versuchsfläche Thammenhain

Ergebnisse

Trockenheitsresistenz Feldversuch

In den Jahren 2010 bis 2012 kam es in Sachsen zu mehreren längeren Dürreperioden. Auch die im Jahr 2010 angelegte Versuchsfäche Thammenhain II (Nordsachsen) war davon betroffen. Aufgrund dessen konnten die Trockenenschäden an Pappeln unter den Bedingungen einer realen KUP erfasst werden. Die jeweilige Reaktion der Pappeln auf Trockenheit

Das Stecken der Pappelsteckhölzer erfolgte im April 2010. Die Witterung während und nach der Pflanzung war ungewöhnlich warm und trocken. Infolge dessen vertrockneten viele der frisch gesteckten Pappeln bald nach dem Austrieb (Abbildung 8, links).



Abbildung 8

Vertrocknete Steckhölzer infolge des trockenen Aprils 2010 (links), Wuchsdepression und Zuwachsverluste aufgrund des trockenen Junis 2010 (rechts)

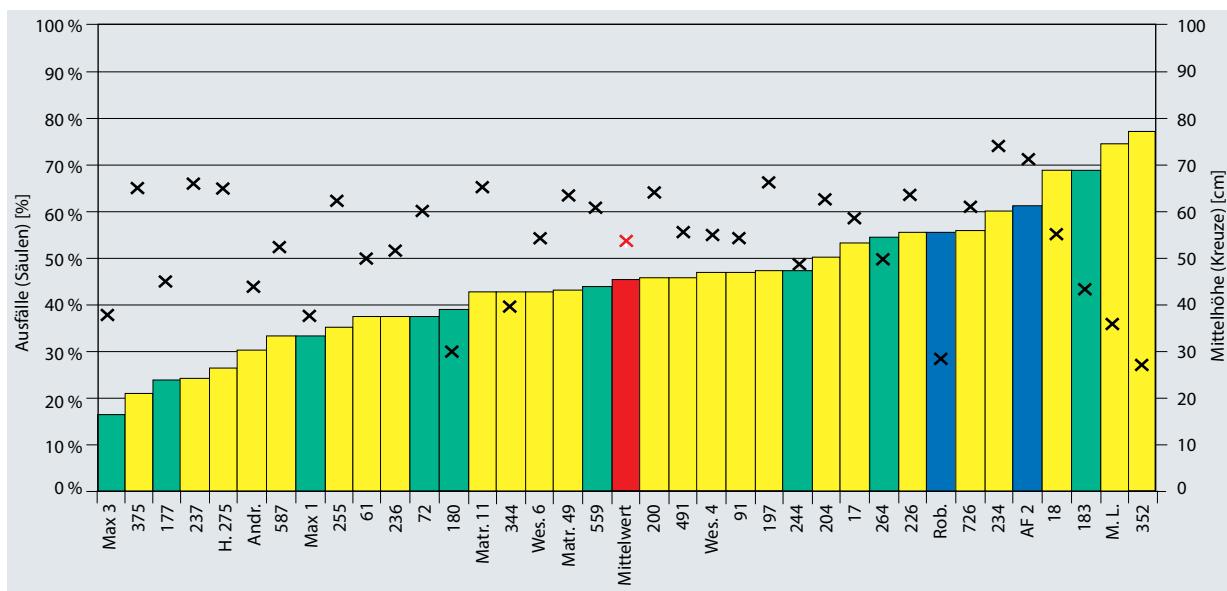


Abbildung 9

Mittelhöhe und Ausfälle im Feldversuch Thammenhain II (einjähriger Aufwuchs im Jahr 2010). Gelb = Sektion Tacamahaca, blau = Sektion Aigeiros, grün = intersektionell (Aigeiros x Tacamahaca)

Die überlebenden Pflanzen etablierten sich innerhalb weniger Wochen so weit, dass sie etwas unempfindlicher gegenüber Wasserstress wurden. Die zweite, noch längere Trockenphase von Anfang Juni bis Mitte Juli 2010 (in Abbildung 7 erkennbar am kontinuierlich absinkenden Niederschlagssaldo) führte dementsprechend kaum zu weiteren Ausfällen. Die Schäden an den Trieben (Abbildung 8 rechts) waren jedoch so groß, dass auch die reichliche Wasserversorgung ab Ende Juli (230 mm Niederschlag in den folgenden sechs Wochen) die damit verbundenen Zuwachsdepressionen nicht wieder kompensieren konnte. Am Ende des Jahres waren Ausfälle zwischen 15 und 75 % zu verzeichnen. Die Mittelhöhen der einzelnen Klone variierten von 25 bis 75 cm (Abbildung 9). Dieses – für eine KUP grundsätzlich unbefriedigende – Ergebnis ist im Hinblick auf die Trockenheitsresistenzuntersuchungen optimal, da sich die Klone sehr stark differenzieren. Trotz der widrigen Witterungsbedingungen gibt es einen Pappelkロン, der weniger als 20 % Ausfälle aufwies (Klon Max 3), während andere Klone eine Ausfallrate von rund 70 % zeigten (Klone 18, 183, Muhle Larsen und 352). Wichtig für die Züchtung neuer Klone ist hierbei zusätzlich die Tatsache, dass Zuwachs und Ausfallrate auf der Versuchsfläche voneinander statistisch unabhängig waren.

Im zweiten Jahr (2011) war die Witterung auf der Versuchsfläche ähnlich ungünstig wie im Vorjahr. Es gab zwar keine so langen niederschlagsfreien Zeiten wie 2010, dafür fiel im ganzen Zeitraum von April bis Juni nur 60 % der durchschnittlichen Niederschlagsmenge (Abbildung 10).

Während die zur Füllung der Lücken nachgesteckten Pappelsteckhölzer fast alle vertrockneten, kam es bei den nun einjährigen Pappeln kaum zu weiteren Ausfällen. Allerdings reagierten auch sie auf die Trockenheit mit einem deutlichen Blattverlust (Abbildung 11).

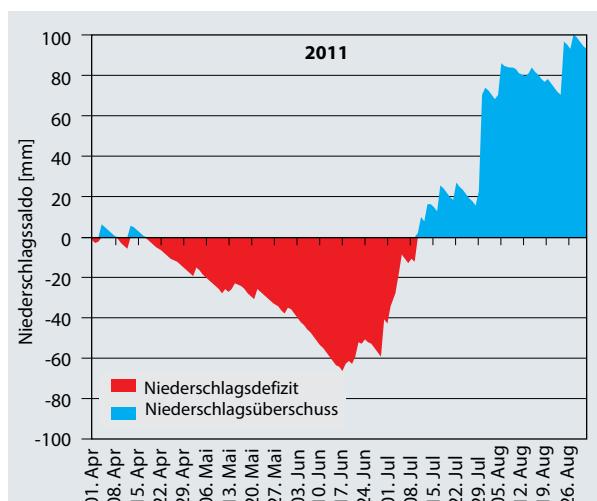


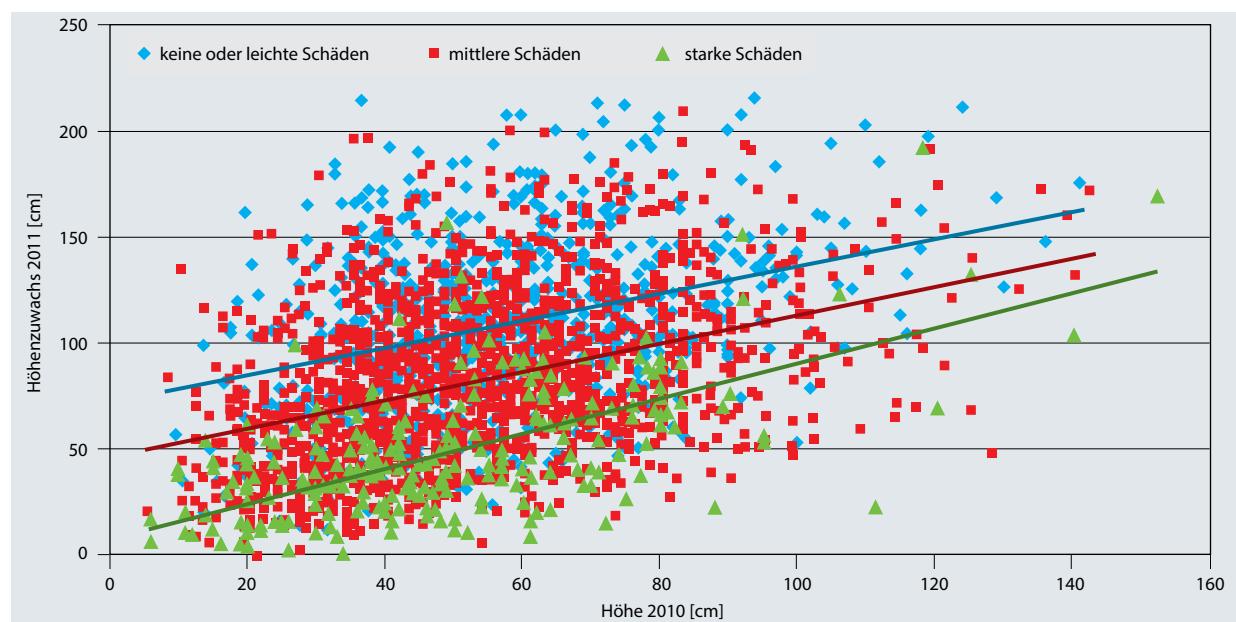
Abbildung 10

Niederschlagssaldo im Jahr 2011 auf der Versuchsfläche Thammenhain



Abbildung 11

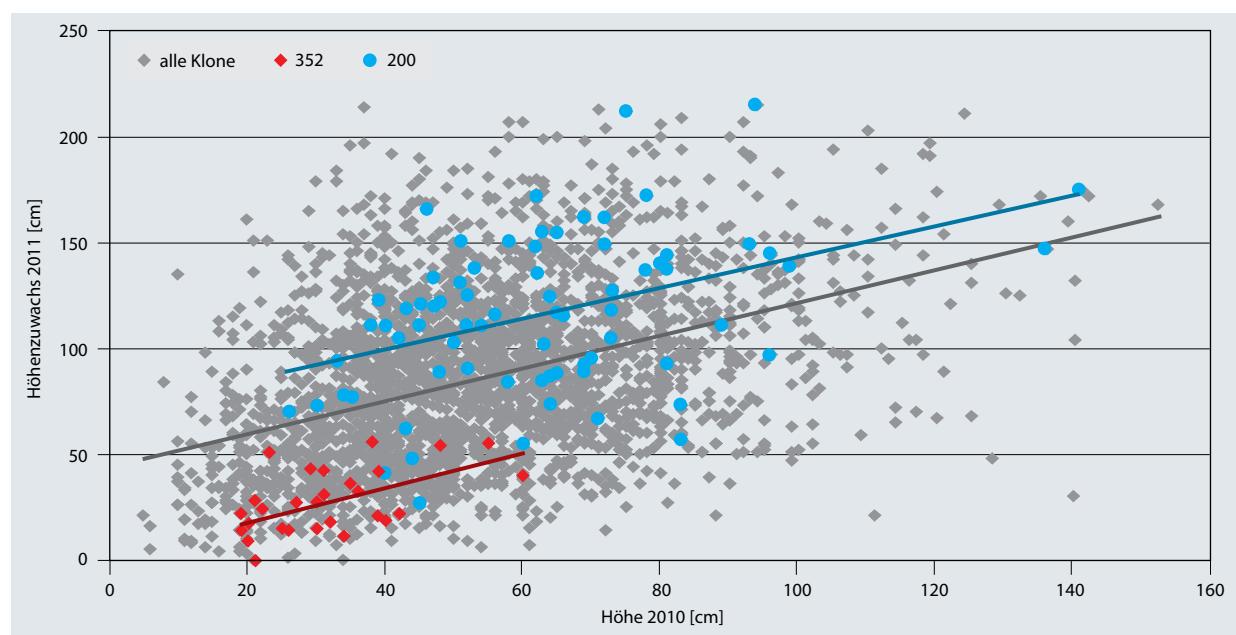
Starker Blattverlust während eines trockenen Junis

**Abbildung 12**

Es gibt große Zuwachsunterschiede in Abhängigkeit von der Ausgangshöhe und den Trockenheitsschäden im Juni 2011 auf der Versuchsfläche Thammenhain II. Die Linien stellen die Ausgleichsgeraden für die drei Schadklassen dar.

Mit dem Blattverlust im Juni geht auch ein hochsignifikanter Zuwachsverlust einher, der im weiteren Verlauf des Jahres auch nicht mehr ausgeglichen werden kann (Abbildung 12). Bei mehr als 50 % Laubverlust (starke Trockenschäden) im Juni ist der Höhenzuwachs am Ende des Jahres im Mittel aller Klonen nur halb so groß wie bei Bäumen mit keinen oder nur leichten Schäden (bis 25 % Laubverlust).

Nicht nur zwischen den Schadklassen, auch zwischen den Klonen lässt sich eine deutliche Differenzierung feststellen. Besonders deutlich wird das bei den Klonen 352 und 200: Während der eine über alle Schadstufen hinweg immer einen relativ geringen Zuwachs zeigt, wächst der andere durchgehend überdurchschnittlich (Abbildung 13).

**Abbildung 13**

Hochsignifikante Wuchsleistungsunterschiede zweier Pappelklone auf der Versuchsfläche Thammenhain II im Jahr 2011 im Vergleich zu allen anderen Klonen. Die Linien stellen die Ausgleichsgeraden für die drei Gruppen dar.

Wieder etwas anders fällt die Reaktion auf Trockenstress aus, wenn die Dürreperiode nicht im Frühling sondern erst im Spätsommer auftritt. Das Jahr 2012 wies zwar von April an ein Niederschlagsdefizit auf, die große Trockenheit (am kontinuierlich sinkenden Niederschlagssaldo zu erkennen) trat jedoch erst ab Mitte Juli auf (Abbildung 14). Auch in diesem Fall reagierten die Pappelklone mit mehr oder weniger starkem Blattfall (Abbildung 15).

Auf den Zuwachs des laufenden Jahres hat diese Trockenheit signifikanten, jedoch nur geringen Einfluss (Abbildung 16). Die grundsätzlichen Unterschiede gut und schlecht wachsender Klone (Abbildung 13) blieben auch 2012 bestehen.

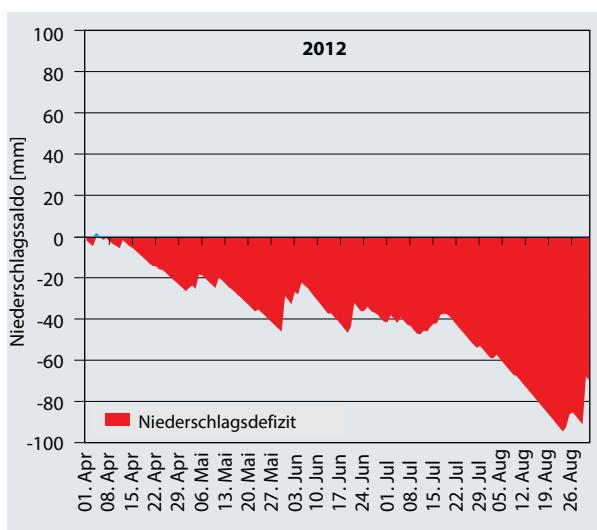


Abbildung 14
Niederschlagssaldo im Jahr 2012 auf der Versuchsfäche Thammenhain



Abbildung 15
Geringe (links) und starke (rechts) Trockenschäden nach einer Dürreperiode im Hochsommer 2012

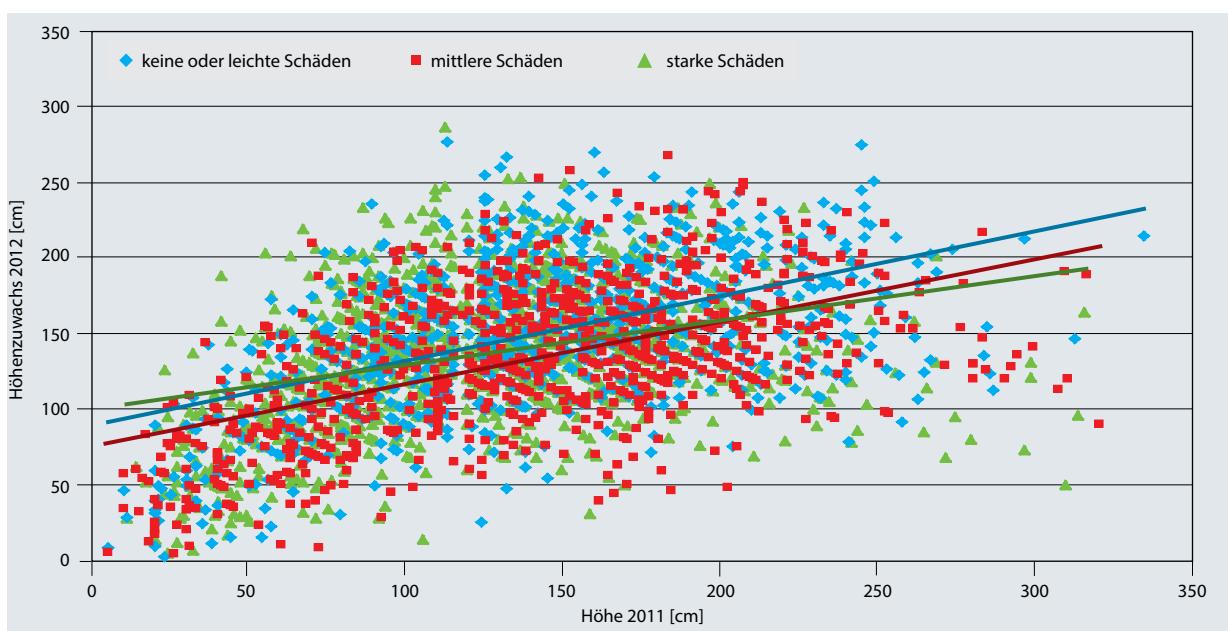


Abbildung 16
Trockenheitsschäden im Juli/August 2012 führten nur zu geringen Zuwachsunterschieden. Die Linie stellen die Ausgleichsgeraden der drei Schadklassen dar.

Austrocknungsversuch Gewächshaus

Der Austrocknungsversuch im Sommer 2012 wurde im oben beschriebenen Verfahren der kompletten Austrocknung durchgeführt. Eine Klassifizierung der Trockenheitsresistenz der Klone anhand der Zeitspanne, die sie bis zum vollständigen Vertrocknen benötigten, erwies sich als ungeeignet, da die Bäume nach der Anzuchtphase erhebliche Höhenunterschiede aufwiesen und die Pflanzköpfe mit den größeren, stärkeren Pflanzen erwartungsgemäß schneller austrockneten. Die dadurch entstehende Varianz innerhalb der Klone verhinderte einen sinnvollen Vergleich zwischen den Klonen.

Aus diesem Grund wurde stattdessen die Bodenfeuchte als Vergleichsbasis verwendet. Damit ist Heterogenität des Ausgangsmaterials in Bezug auf die tägliche Verdunstungsmenge nicht mehr relevant. Als Maß für die Trockenheitsresistenz der Klone dient in diesem Fall die Bodenfeuchte, bei der die jeweilige Pflanze erstmals starke Trockenschäden zeigte ($> 50\%$ Blattverlust, Tabelle 3). Trotz weiterhin erheblicher Streuung der Messwerte ist eine deutliche Differenzierung der Klone erkennbar (Abbildung 17).

Vergleicht man diese Ergebnisse mit den Ausfallraten im Feldversuch, so lässt sich feststellen, dass die Klone, die im

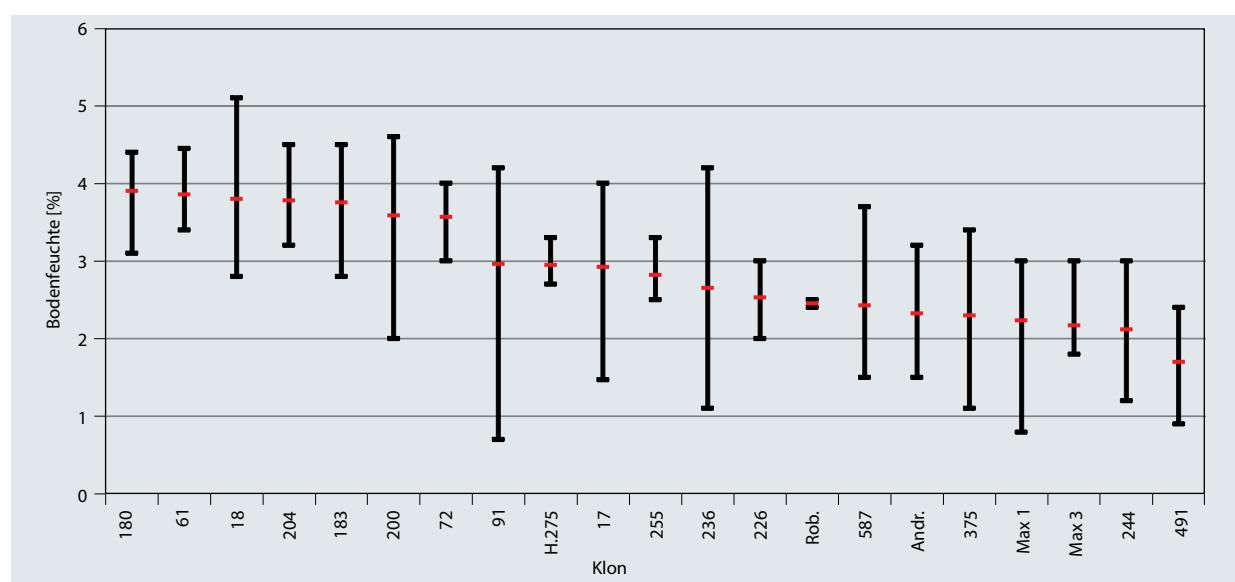


Abbildung 17

Austrocknungsversuch im Gewächshaus – Bodenfeuchte, ab der erstmals starke Trockenschäden auftraten.

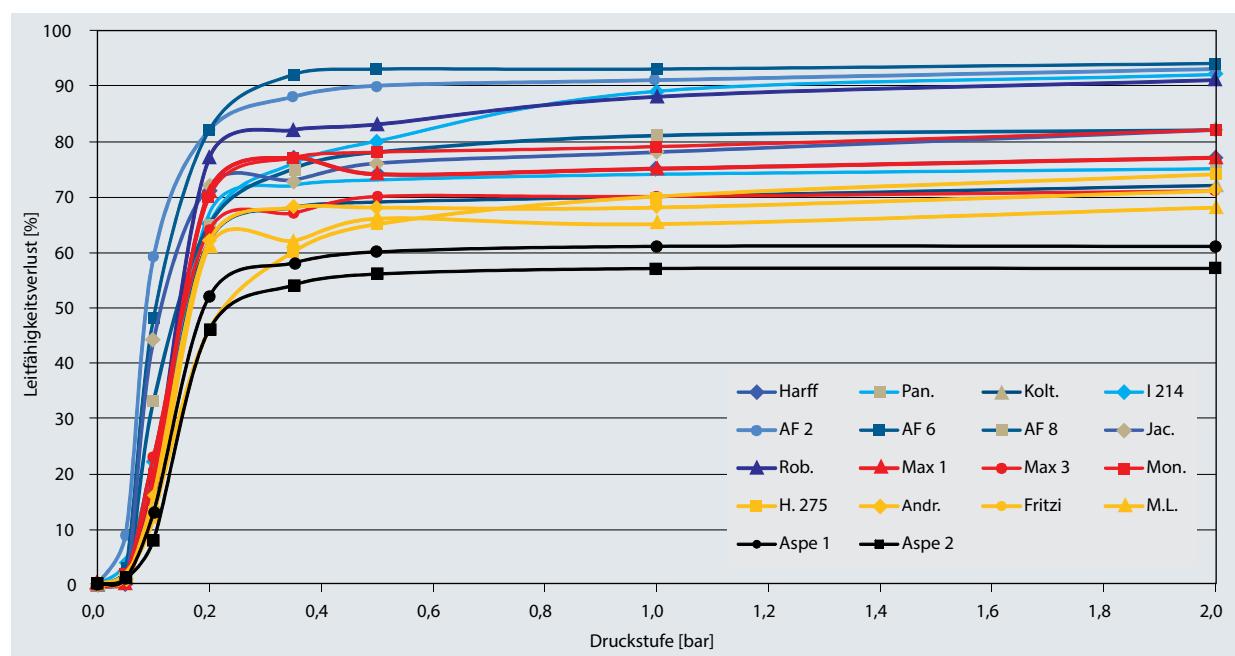


Abbildung 18

Leitfähigkeitsverlustkurven verschiedener Klonen

Feldversuch die geringsten Ausfälle verzeichneten (z. B. Klon Max 3 und 375, Abbildung 9), im Austrocknungsversuch erst bei einer geringen Bodenfeuchte starke Trockenschäden zeigten. Andererseits treten bei den Klonen, die im Feldversuch sehr stark von Ausfällen betroffen waren (z. B. die Klonen 183 und 18), die Trockenschäden im Gewächshaus bereits bei einer etwas höheren Bodenfeuchte auf. Es gibt aber auch ein breites Mittelfeld der Klonen, bei denen diese Zuordnung nicht so eindeutig möglich ist. Weitere Ergebnisse zur Einordnung der Klonen in die Kategorien resistent oder sensibel sind aus dem zweiten Austrocknungsverfahren, welches auch den Zuwachsverlust berücksichtigt, zu erwarten. Der Versuch dazu wurde mit den gleichen Klonen im Sommer 2013 durchgeführt, konnte aber bisher noch nicht ausgewertet werden.

Leitfähigkeitsmessung

Die Untersuchungen zur hydraulischen Leitfähigkeit und zum Leitfähigkeitsverlust infolge von Emboliebildung wurden an Aspen, Schwarz- und Balsampappelkronen durchgeführt. Die Spannweite der Ergebnisse ist groß. Nach einer Druckeinwirkung von einem Bar lag der Verlust an hydraulischer Leitfähigkeit bei Aspen bei 60 %. Die besten Pappelkronen weisen einen Leitfähigkeitsverlust von ca. 70 % auf, die schlechtesten liegen bei 90 % (Abbildung 18).

Für einen Teil der Klonen ist eine Übereinstimmung dahingehend zu verzeichnen, dass hohe Leitfähigkeitsverluste einer geringen Trockenheitsresistenz entsprechen (z. B. bei den Klonen Robusta und AF 2), geringe

Leitfähigkeitsverluste dagegen einer hohen Trockenheitsresistenz (z. B. die Klonen Hybride 275 und Max 3). Für alle Klonen lässt sich diese Aussage bisher jedoch nicht verallgemeinern. In den aktuellen Untersuchungen wird daher versucht, den Einfluss weiterer Faktoren auf die Leitfähigkeitsverlustkurven zu bestimmen und zu reduzieren.

Frostresistenz

Die Bonituren zum Austrieb und Triebabschluss wurden für verschiedene Klonen in mehreren Jahren durchgeführt. Der absolute Zeitpunkt des Austriebs war abhängig von der Witterung. Die Reihenfolge der Klonen blieb über die Jahre annähernd gleich. Die Klonen Max 1, Max 3 und Max 4 beispielsweise treiben sehr zeitig im Frühjahr aus und sind daher deutlich stärker durch Spätfröste gefährdet als der Klon AF 2, der fast vier Wochen später die Winterruhe beendet (Abbildung 19). Ähnliche zeitliche Differenzen gibt es auch beim Triebabschluss.

Klonspezifische Unterschiede gibt es im Hinblick auf die Frostschäden. Ein Spätfrost während des Austriebs schädigt 85 bis 100 % aller Knospen an Pflanzen mit der Boniturstufe 2. In der Boniturstufe 1 (aufbrechende Knospen) variiert der Schädigungsgrad dagegen von 0 % (Klonen 72, 180, 183, 236 und Hybride 275) bis knapp 100 % (Klonen 375 und Max 1) (Abbildung 20).

Ähnlich verhält es sich mit dem Frühfrost. Beim Triebabschluss gibt es die größte Spannweite der Schäden in der Boniturstufe 1 bei beginnender Laubfärbung.

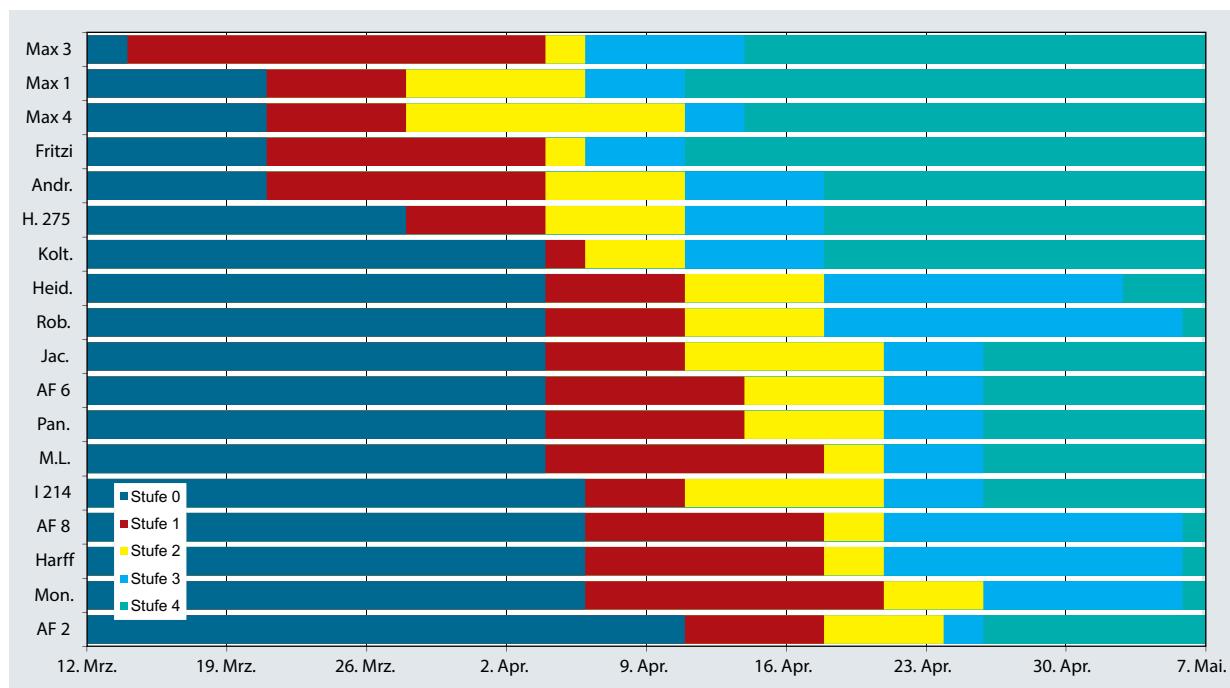


Abbildung 19
Austriebsbonitur 2011

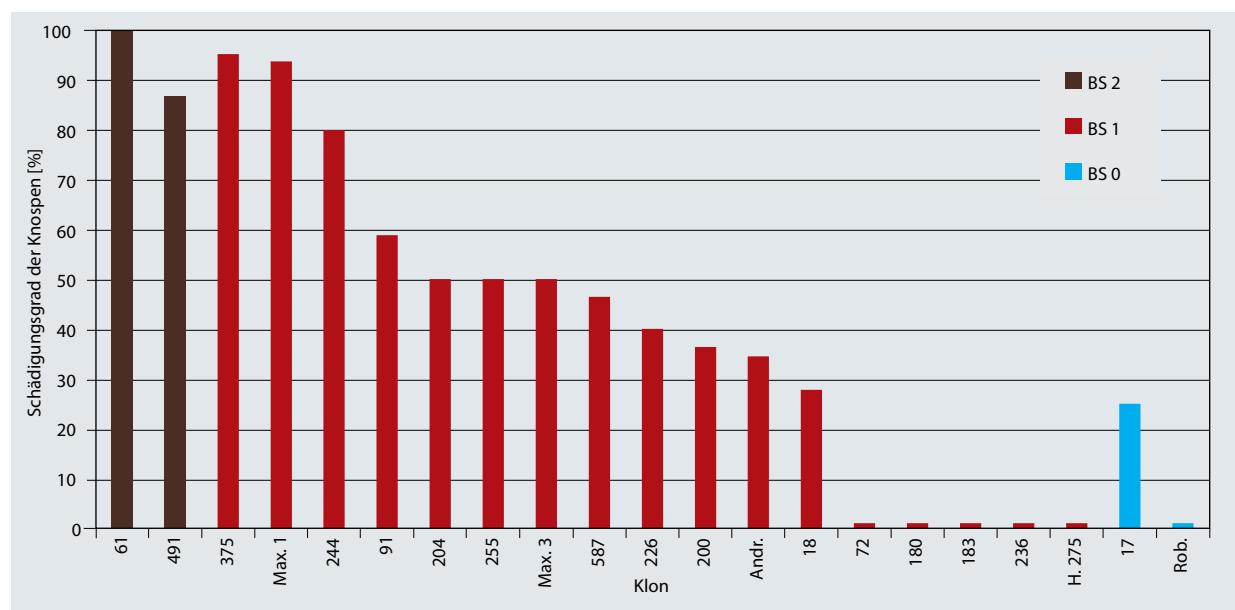


Abbildung 20

Frostschäden während des Austriebs 2012 in den Boniturstufen (BS) 0 bis 2

Diskussion

Das Ziel der dargestellten Untersuchungen ist die Beurteilung von Pappelklonen hinsichtlich ihrer Gefährdung durch die abiotischen Ereignisse Trockenheit und Frost. Zum Ende der Untersuchungen soll ein Katalog zur abiotischen Resistenz der verschiedenen Pappelklone erstellt werden, um für jeden Standort die Auswahl passender Klone zu ermöglichen. Des Weiteren sollen die besten Methoden für die Bestimmung der Frost- und Trockenheitsresistenz ermittelt und untereinander verglichen werden.

Bei der Trockenheitsresistenz muss berücksichtigt werden, wie vielfältig die Auswirkungen in Abhängigkeit vom Zeitpunkt der Trockenheit sein können. Dürreperioden nach der Pflanzung führen direkt zu hohen Ausfällen. Spätere Trockenheit im Anwuchsjahr führt zu Wuchsdepressionen und einer verminderten Konkurrenzkraft gegenüber der Begleitvegetation. Im zweiten und dritten Jahr sind Dürreperioden nicht mehr bestandsbedrohend, verursachen aber dennoch erhebliche Zuwachseinbußen. Die Auslese kann sich deshalb nicht nur auf die Klone mit der besten Anwuchsrate konzentrieren, sondern muss auch die Zuwachsleistung unter trockenen Bedingungen berücksichtigen. Aus diesem Grund ist die praktizierte Anwendung mehrerer Methoden zur Bestimmung der Trockenheitsresistenz sehr sinnvoll: Klone, die in allen Kategorien schlecht abschneiden, sind für den Anbau in trockenen Gebieten generell nicht geeignet. Einige Klone erweisen sich in allen Untersuchungen als gut und kommen daher überall in Frage. Daneben gibt es aber auch Klone, die z. B. ein schlechtes Anwuchsvermögen bei Trockenheit haben, später aber auch bei geringer Wasserversorgung noch hervorragend wachsen oder andere, die sich genau umgekehrt verhalten.

Ähnliches gilt für die Frostresistenz. Durch die Beurteilung des Gefährdungspotentials der einzelnen Klone kann auch hier die Auswahl für den jeweiligen Standort optimiert werden. Mit der Austriebs- und Abschlussbonitur wird die theoretische Gefährdung ermittelt. Da diese nur teilweise mit der tatsächlichen Frostschädigung übereinstimmt (Joachim, 1957; Morgeneyer u. Borsdorf, 1965) wird mit den Frostversuchen anschließend das mögliche Schadmaß erforscht.

Wie bei allen Versuchen gibt es auch bei den hier dargestellten Versuchen einige mögliche Fehlerquellen. Eine Hauptschwierigkeit liegt darin, dass sich die Klone selbst bei gleichen Ausgangsbedingungen (gleiche Steckholzqualität und – Größe, gleiche Behandlung) unterschiedlich entwickeln und deshalb nach der Anzucht zu Beginn der Versuche wieder uneinheitlich sind. Der Einfluss unterschiedlicher Ausgangshöhen zu Beginn der Experimente kann bei der Auswertung herausgerechnet werden. Die unterschiedliche Wuchsdynamik zu berücksichtigen, ist jedoch nicht so ohne weiteres möglich.

Beim Vergleich von Pappeln verschiedener Sektionen muss beachtet werden, dass sich der Verlauf der Austrocknung unterscheidet. In diesem Zusammenhang muss auch noch berücksichtigt werden, dass alle aufgeführten Methoden (bis auf die Trockenheitsbonitur im Feld) an Topfpflanzen stattfinden. Damit kann die Wurzelentwicklung der Bäume – ein wichtiger Aspekt der Anpassung der Klone an abiotische Schäden – von vornherein nicht berücksichtigt werden (zum Vergleich Hofmann, 2009). Vor allem Klone, die sehr schnell Wurzeln entwickeln und sich dadurch im Boden zusätzliche Wasserquellen erschließen könnten, werden im Topfversuch potentiell zu schlecht beurteilt. Es wird jedoch davon ausgegangen, dass durch die Anwendung mehrerer Methoden die besten und die schlechtesten Klone sicher identifiziert

werden können und dass beim verbleibenden Mittelfeld Hinweise für die spezielle Eignung der jeweiligen Klonen gegeben werden können.

Literatur

- Cruiziat P, Cochard H, Améglio T (2002) The hydraulic architecture of trees : main concepts and results. Ann Sci For 59(7):723-752
- Fröhlich HJ (1964) Identifikationsmerkmale von Pappeln der Sektion Leuce. Hann Münden : Forschungsinst Pappelwirtsch, 47 p, Merkbl / Forschungsinst Pappelwirtsch 2
- Hofmann M (2009) Standort und Sortenwahl – Voraussetzungen für den Anbau. Vortrag beim Workshop Anbau von Energieholz auf Kurzumtriebsplantagen - Sortenwahl und Züchtung im Feldholzanbau [online]. Zu finden in <http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/02_Hofmann_2009_12_03.pdf> [zitiert am 01.08.2014]
- Joachim H-F (1957) Über Frostschäden an der Gattung Pappel. Archiv für Forstwesen 6(9):602-678
- Kramer PJ (1983) Water relations of plants. New York : Academic Pr, 489 p
- Küchler W, Sommer W (2005) Klimawandel in Sachsen : Sachstand und Ausblick. Dresden : Saxoprint, 111 p
- Morgeneyer W, Borsdorf W (1965) Phänologische Untersuchungen im Pappel sortenregister Graupa. Archiv für Forstwesen 14(4):369-386
- Petzold R, Feger K-H, Röhle H (2010) Standörtliche Voraussetzungen für Kurz umtriebsplantagen. In: Bemman A, Knust C (Hrsg.): AGROWOOD - Kurz umtriebsplantagen in Deutschland und europäische Perspektiven. Berlin: Weißensee-Verl, pp 65-73
- Rust S (1999) Hydraulische Architektur und Wasserhaushalt von Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) mit begleitenden Untersuchungen an Fichte (*Picea abies* (L.) Buche (*Fagus sylvatica* L.) und Balsampappelklonen. Cottbus : Brandenburg Techn Univ, 110 p, Cottbuser Schr Bodenschutz Rekulтивierung 3
- Schildbach M, Hoffmann M, Wolf H (2010) Anlage und Etablierung von Kurz umtriebsplantagen. In: Bemman A, Knust C (eds) AGROWOOD : Kurzumtriebsplantagen in Deutschland und europäische Perspektiven. Berlin : Weißensee-Verl, pp 65-73
- Thiele P (2008) Untersuchung von Biomasse- und Zuwachsentwicklung von Pappel- und Weidenklonen im Kurzumtrieb unter Einbeziehung der Witterung. Dresden : Univ, 119 p
- Wolf H, Böhnisch B (2004) Anbau schnellwachsender Gehölze auf stillgelegten landwirtschaftlichen Flächen zur Holzstoffproduktion. Schr genetischen Ressourcen 23:122-132
- Zimmermann MH (1983) Xylem structure and the ascent of sap. Berlin : Springer, 143 p

Dienende Baumart mit Potenzial nach oben? Ergebnisse eines Hainbuchen-Herkunfts- versuches in Niedersachsen

Martin Hofmann*

Zusammenfassung

In Mitteleuropa ist die Hainbuche eine Baumart zweiter Größenordnung, die meist in Mischung mit Eiche vorkommt. Innerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes sind hochwertige Hainbuchenvorkommen bekannt, die ein großes genetisches Potenzial in Bezug auf Wuchsleistung und Stammform erkennen lassen. Die niedersächsische forstliche Versuchsanstalt hat ab 1984 einige kleinere Versuchsserien mit Hainbuche angelegt, die zum Ziel hatten, besonders geeignete Herkünfte für den Anbau bei uns zu finden und Unterschiede in der Anpassungsfähigkeit, Wuchsleistung und Form zu klären. Eine Versuchsserie auf zwei unterschiedlichen Standorten wird vorgestellt. Die Ostausdehnung des Verbreitungsgebietes wurde mit zwei Herkünften aus dem östlichen Polen und Kroatien berücksichtigt. Weiterhin wird das inländische Versuchsmaterial ergänzt durch Herkünfte aus Frankreich und Österreich. Baumhöhen, Brusthöhendurchmesser, Vorhandensein und ausgewählte Qualitätsmerkmale wurden periodisch erfasst und ausgewertet. Während sich Höhen- und Durchmesserentwicklung auf zwei Versuchsflächen gut in die vorhandenen Ertragstafeln einfügen, variieren die Formeigenschaften sehr stark. Unter den gegebenen Bedingungen können die Herkünfte aus dem östlichen Teil des natürlichen Verbreitungsgebietes nicht überzeugen. Spezifische Herkunftsempfehlungen können zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht abgeleitet werden.

Schlüsselwörter: Hainbuche, *Carpinus betulus*, Herkunftsversuch, Stammqualität, Zuwachs

Abstract

Hornbeam-accompanying tree species with perspective? Results of a provenance trial in Lower Saxony

Hornbeam (*Carpinus betulus L.*) in central Europe is a middle sized tree, commonly growing in mixed stands with oak. Information of genetic variability of hornbeam is very rare. Within its distribution area well growing stands are known with high grade timber, meanwhile especially in the western part of the geographical extension area hornbeam is characterized by poor timber quality. In 1984 the Forest Research Institute of Lower Saxony has established field trials with hornbeam provenances to find the best suitable provenances for cultivation in this region. Results from two test plots are presented. The trial includes provenances from Germany, Poland, Croatia, France and Austria. Data collection covered height, diameter and timber quality attributes. Diameter and height can be compared with existing yield tables, but there is much variety in quality. Up to now recommendations for specific provenances based on the trial results cannot be given.

Keywords: Hornbeam, provenance trial, stem quality, increment, *Carpinus betulus*

* Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abteilung Waldgenressourcen, Professor-Oelkers-Straße 6, 34346 Hann. Münden

Vorkommen und natürliche Verbreitung der Hainbuche

Das Areal der Hainbuche erstreckt sich von Südschweden bis Italien und von den Pyrenäen bis zum Elbursgebirge am Kaspiischen Meer. Dort ist die Hainbuche noch in Meereshöhen von 2300 m anzutreffen (Abb. 1). In Mitteleuropa ist die Hainbuche eine Mischbaumart in den Wäldern der Ebene und des Hügellandes, die oft durch ihren knorriegen Wuchs und unregelmäßigen Stammquerschnitt auffällt. Mit kontinentaler werdendem Klima im Osten und nachlassender Konkurrenzkraft der Rotbuche tritt sie zunehmend an deren Stelle und wird auf zugesagtem Standort auch bestandsbildend (Lockow, 1974).

Bei uns wird die Hainbuche häufig zur Schaftpflege der Eichen angebaut. Sie ist schattentolerant und durch die leicht zersetzbare Laubstreu sehr bodenpfleglich. Deshalb bezeichnet man sie auch als dienende Baumart. Weniger geschätzt ist das Holz, das nur selten sägetaugliche Sortimente erwarten lässt. Die Hainbuche schlägt vom Stock aus und verjüngt sich auch leicht über den Samen. Sie war deshalb eine typische Baumart des Mittelwaldes. In Regionen, in denen die Mittelwaldwirtschaft noch lange gebräuchlich war, findet sich die Hainbuche deshalb recht häufig, wobei die Stockausschläge meist wenig ansprechende Formen aufweisen (Rubner, 1960).

Über die genetische Variation der Hainbuche liegen bislang nur wenige Arbeiten vor, aber innerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes sind hochwertige Hainbuchen-vorkommen bekannt, die genetisches Potenzial in Bezug auf Wuchsleistung und Stammform erkennen lassen (Boratynski, 1996). So werden auf den Grundmoränenstandorten Nordostpolens im Alter von 70 Jahren Mittelhöhen von 22 m bis 23 m und Brusthöhendurchmesser um 28 cm erreicht (Rubner, 1960). Aufgrund erster Anbauversuche mit Hainbuchen

verschiedener geographischer Herkunft vermutet Rubner (1938) die raschwüchsigesten und bestgeformten Hainbuchen im östlichen Polen an der Grenze zu Weißrussland. Auch Rubner (1960) schätzt diese Region als ein Qualitätszentrum der Hainbuche ein. In Richtung Westen scheint die Holzqualität dagegen abzunehmen. So stellt Rubner (1960) dem geschilderten Qualitätszentrum im Osten ein leistungsschwaches Quantitätszentrum in Süddeutschland und in Nordfrankreich gegenüber.

Der Hainbuchenherkunftsversuch von 1984

Die niedersächsische forstliche Versuchsanstalt hat einige kleinere Versuchsserien mit Hainbuche angelegt, die zum Ziel hatten, besonders geeignete Herkünfte für den Anbau bei uns zu finden und Unterschiede in der Anpassungsfähigkeit, Wuchsleistung und Form zu klären. Insbesondere sollten die für die hiesige Forstwirtschaft wichtigsten Vorkommen der Hainbuche erfasst, erhalten und züchterisch bearbeitet werden. Ein Hauptziel der Arbeiten war die Herausgabe von Herkunftsempfehlungen (Kleinschmit, 1989).

Zunächst wurden in ausgewählten Beständen aus Deutschland, Frankreich, Tschechien, Kroatien, Österreich und Polen jeweils 1 bis 7 Einzelbäume beerntet. Das überwiegend grün geerntete Saatgut wurde im Erntejahr ohne weitere Behandlung bis Dezember im Freien gelagert, anschließend nass durchgesiebt und dann in nassem Sand im Kühlhaus eingelagert. Die Aussaat erfolgte im Frühjahr des Folgejahres mit nur geringem Erfolg. Im zweiten Jahr keimte das übergelegene Saatgut dann fast vollständig. Die Anlage der Versuchsflächen erfolgte 1984 mit 1- und 2-jährigen Pflanzen.

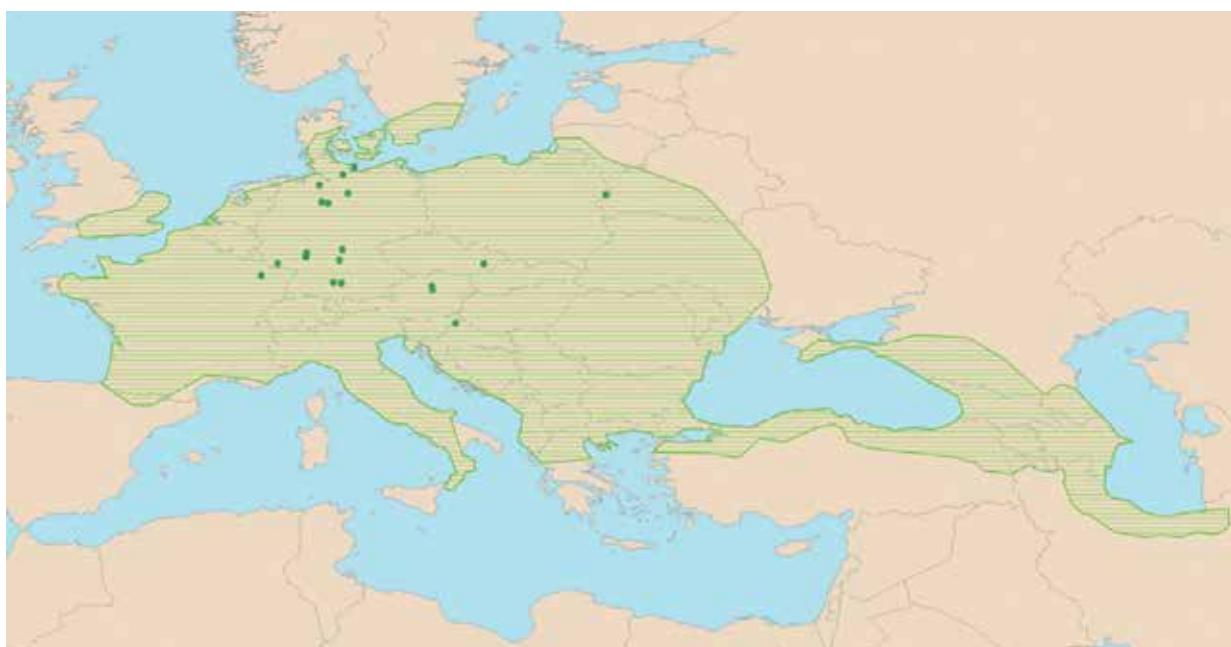


Abbildung 1

Natürliches Verbreitungsgebiet der Hainbuche und Herkunft des Untersuchungsmaterials

Abbildung 1 zeigt das Verbreitungsgebiet der Hainbuche und die geographische Herkunft des Untersuchungsmaterials. Es wird ein deutlicher Schwerpunkt bei den inländischen Herkünften erkennbar. Die Ostausdehnung des Verbreitungsgebietes ist mit zwei Herkünften aus dem östlichen Polen und Kroatien berücksichtigt. Eine Herkunft aus Nordfrankreich repräsentiert eine Region mit weiträumiger Mittelwaldbewirtschaftung und entsprechend hohem Hainbuchenanteil an der Bestockung.

Versuchsanlage

Herkunft, Verteilung und jeweilige Anzahl der beernteten Ausgangsbäume auf den Versuchsflächen sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1

Herkunft und Anzahl der Einzelstammabsaaten auf den Versuchsflächen (RH = Reinhause, HF = Harsefeld)

Land/Bundesland	Herkunftsstadt	Versuchsfläche		Erntebäume
		Rh	HF	
Frankreich	Amance, (Champenoux)	5	5	
Kroatien	Lipovljani Opeke	1	-	
Österreich	Karlsbach (Freyenstein)	5	5	
	Wiesenburg (Perwarth)	5	5	
Polen	Bialowieza	4	2	
Tschechien	Bystrice (Holesov)	2	3	
Bayern	Haßfurt-Sailershausen	1	1	
	Ebrach	4	-	
	Laugna	5	2	
Baden-Württemberg	Ulm	4	-	
Saarland	Neunkirchen	3	1	
Hessen	Bensheim	3	2	
	Darmstadt	3	1	
Niedersachsen	Fallersleben	1	1	
	Harsefeld	5	4	
	Spießingshol	5	4	
	Hannover	5	2	
	Walkenried	4	2	
	Eutin (Kellenhusen)	5	1	
Schleswig-Holstein	Reinfeld (Sattenfelde)	5	3	
	Reinfeld (Westerrade)	2	-	

Versuchsstandorte und Versuchsaufbau

Die Versuchsserie umfasste ursprünglich drei Flächen in Niedersachsen, von denen eine aufgrund erheblicher Pflanzenausfälle frühzeitig aufgegeben werden musste. In die Auswertung gingen deshalb nur die beiden Flächen Reinhause und Harsefeld ein. Die Versuchsfläche Reinhause liegt im Wuchsgebiet Südniedersächsisches Bergland. Es handelt sich um eine Wiesenaufforstung auf einer vorratsfrischen

Braunerde (vgl. Tab. 2). Auch hier waren die ersten Kulturjahre durch dichte Begleitvegetation und Mäuseschäden geprägt. Relativ viele Hainbuchen weisen einen Knick in Brusthöhe auf, der möglicherweise auf ein Frostereignis zurückzuführen ist, als die Terminalknospen sich in dieser Höhe befanden.

Der Versuchsstandort Harsefeld liegt im Wuchsgebiet Mittel- und Westniedersächsisches Tiefland. Der Bodentyp ist eine mäßig frische Braunerde. Beide Standorte sind gut mit Nährstoffen versorgt.

Tabelle 2

Standortsbeschreibung der Versuchsflächen

Forstamt	Harsefeld	Reinhause
Wuchsgebiet	Mittel- u. Westniedersächsisches Tiefland	Südniedersächsisches Bergland
Wuchsbezirk	Zevener Geest	Göttinger Wald
Höhe ü NN	20	280
Gelände	eben	schw. südöstl. geneigt
mm (Jahr)	766	677
mm (Mai bis Sept.)	362	319
Temp (°C) /Jahr	8	8,5
Temp (°C) /Mai bis Sept.	14,3	14
Ausgangsgestein	Geschiebelehme mit Sandeinlagen	Oberer Buntsandstein (Röt)
Bodentyp	Braunerde	mittlere Braunerde
Feuchte	mäßig frisch	vorratsfrisch
Trophie	gut mesotroph	mesotroph

Auf der Versuchsfläche Reinhause wurden 21 Herkünfte ausgebracht, die auf insgesamt 81 Erntebäume zurückgehen. In Harsefeld waren es 17 verschiedene Herkünfte von 49 Erntebäumen. Nachkommenschaften von 41 Elternbäumen waren auf beiden Flächen vorhanden. Wie aus Tabelle 1 hervorgeht musste mit unbalancierten Daten gerechnet werden, da nicht alle Prüfglieder auf beiden Versuchsflächen vorhanden sind. Der Pflanzverband betrug einheitlich 1,5 m x 1,5 m, mit 16 Pflanzen pro Parzelle in drei Wiederholungen.

Neben den Zuwachsparametern Höhe und Brusthöhen-durchmesser wurden die in Tab. 3 dargestellten Merkmale wiederholt bonitiert.

Erkennbare Schäden wurden nach dem Schadensgrad angesprochen und ebenfalls aufgenommen. Die varianzanalytische Auswertung für den Einzelversuch erfolgte auf Basis von Parzellenmittelwerten mit dem Programmpaket SAS und der Prozedur Proc Mixed. Da das Hauptaugenmerk auf den geographischen Unterschieden zwischen den Beständen und nicht auf den aus (zufällig ausgewählten) Einzelbäumen gezogenen Nachkommenschaften lag, wurden Signifikanztests nach Sidak auf der Herkunftsebene durchgeführt. Verglichen wurden die Herkünfte mit dem jeweiligen Versuchsmittel. Eine signifikante Überlegenheit bedeutet also eine Überlegenheit der Nachkommenschaften

der 1 bis 7 Erntebäume dieses Bestandes. Zur Volumenberechnung wurde die Formzahl für Buche verwendet. Wenn Unterschiede in der Merkmalsausprägung zwischen den Herkünften statistisch abgesichert werden konnten, sind diese in Tabelle 4 angegeben. Die grafische Ergebnisdarstellung erfolgt deskriptiv. Messwerte und Boniturangaben beziehen sich auf das Pflanzenalter 7 bzw. 27 Jahre.

Tabelle 3
Boniturschlüssel der vorgestellten Wuchsmerkmale

1. Vorhandensein	1 = Baum vorhanden und voll lebensfähig 2 = vorhanden aber Überleben fraglich 3 = Baum tot oder fehlend (natürl. Ausfall) 4 = Baum abgesägt (nicht natürlicher Ausfall)
2. Höhe (m)	alle vorhandenen Pflanzen
3. BHD (mm)	alle vorhandenen Pflanzen
Folgende Bonituren nur bei Bäumen der Kraft'schen Klassen 1 bis 3:	
4. Wipfelschäftigkeit	1 = durchgehend wipfelschäftig 2 = Stammauflösung im oberen Drittel 3 = Stammauflösung im mittleren Drittel 4 = Stammauflösung im unteren Drittel
5. Verzwieselung (ohne Zwiesel in der äußersten Spitze)	1 = Zwiesel im oberen Drittel des Baumes 2 = Bodenzwiesel (vereinzelbar) 3 = Zwiesel im mittleren Drittel des Baumes 4 = Zwiesel im unteren Drittel des Baumes (ohne Bodenzwiesel) 5 = Mehrfachzwiesel auf verschiedenen Ebenen
6. Geradschäftigkeit (bonitiert wird bis zur Stammauflösung; bei Bodenzwieseln wird der bessere Stamm beurteilt)	1 = ganz gerade, waldbaulich sehr gut geeignet 2 = geringe Bögen, waldbaulich gut geeignet 3 = mittlere Bögen, waldbaulich noch geeignet 4 = starke Bögen, waldbaulich ungeeignet 5 = sehr starke Bögen, stark knickig, waldbaulich völlig ungeeignet
7. Spannrückigkeit (bei Auftreten im BHD-Messbereich)	1 = schwach 2 = mäßig 3 = stark

Ergebnisse

Die Aufnahme im Pflanzenalter 7 ergab 31 % Ausfälle auf der Fläche Reinhäusen im Durchschnitt aller Herkünfte. Die Fläche Harsefeld war nur zu 4,9 % von Ausfällen betroffen. Die gemessenen Höhen lagen hier zwischen 1,84 m und 2,43 m, im Mittel bei 2,19 m. Die beste Herkunft war in diesem Alter

Bystrice, die schlechteste Darmstadt. Die Varianz zwischen den Herkünften betrug 2,33 % und war damit deutlich geringer als die Varianz innerhalb der Einzelstammabsaaten einer Herkunft.

In Reinhäusen lagen die Höhenwerte der Herkünfte zwischen 1,54 m und 1,77 m, im Durchschnitt bei 1,27 m. Auch hier war die Herkunft Darmstadt am niedrigsten.

Die Bestockungswerte für beide Versuchsfelder sind auch im Pflanzenalter 27 noch sehr unterschiedlich (Abb. 2). In Harsefeld steht der Hainbuchenbestand weitgehend geschlossen bis gedrängt mit nur wenigen Lücken, da er im Gegensatz zur Fläche in Reinhäusen bisher nicht aufgelichtet wurde.

Insofern enthält Abbildung 2 natürliche Ausfälle und planmäßig durchgeführte Stammzahlreduktionen. Die niedrigen Bestockungswerte bei einer Reihe von Prüfgliedern (Darmstadt, Reinfeld 93, Haßfurt) sind durch Ausfälle in der frühen Kulturphase entstanden.

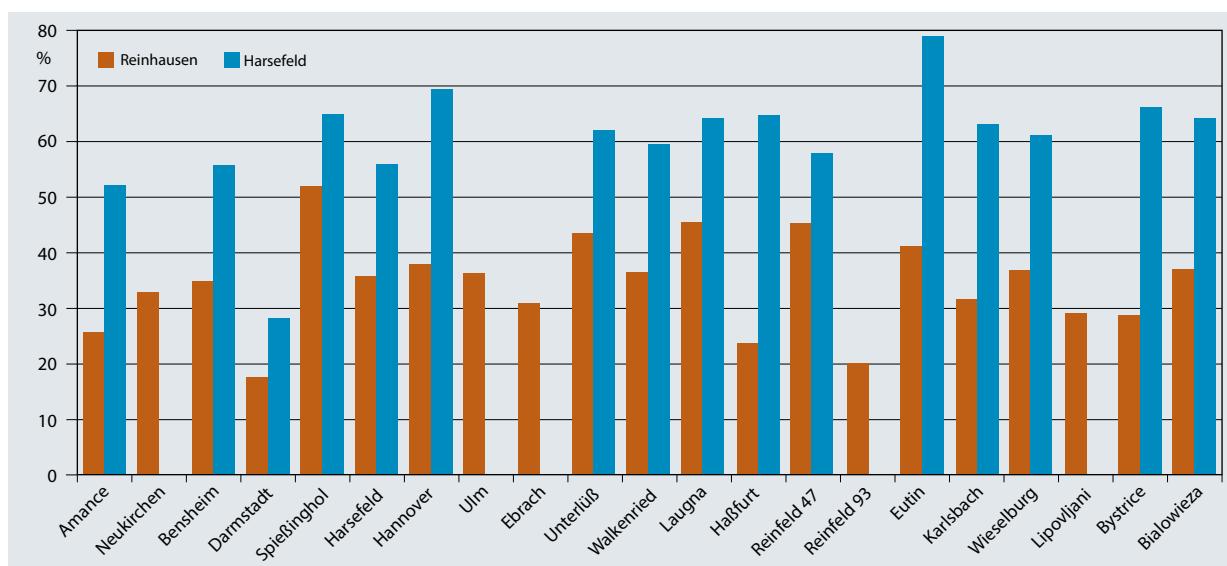
Die gemessenen Höhen liegen in Reinhäusen im Pflanzenalter 27 zwischen 10,14 m (Harsefeld) und 11,66 m (Bystrice) bei einer Höhenspanne über alle Herkünfte hinweg von ca. 1,5 m (vgl. Abb. 3). Dies entspricht ziemlich exakt den Werten, die Lockow (1977) in seiner Ertragstafel für die erste und die zweite Bonität für das Alter 25 angibt. In Harsefeld wurden durchschnittlich 2 m höhere Mittelhöhen gemessen als in Reinhäusen. Hier entspricht die niedrigste Herkunft (10,7 m Bialowieza) noch einer zweiten Bonität nach Lockow, während die höchste Herkunft mit 14,7 m (Haßfurt Sainershausen) mehr als 3 m über der ersten Bonität liegt.

Abweichend zur Höhenentwicklung liegt der Flächenmittelwert für den Brusthöhendurchmesser in Reinhäusen (11,6 cm) leicht über dem Wert für Harsefeld (11,0 cm). Die Versuchsfäche Reinhäusen ist mit durchschnittlich 34 % der Ausgangspflanzenzahl bestockt während in Harsefeld ca. 60 % Bestockung ermittelt wurde (vgl. Abb. 2). Die Versuchsglieder stehen hier dicht geschlossen bis gedrängt. Mit 14,5 cm in Reinhäusen und 12,5 cm in Harsefeld stellt Haßfurt auf beiden Flächen den stärksten Brusthöhendurchmesser (Abb. 4) und erreicht die signifikant höchste Volumenleistung auf dem Standort Reinhäusen (vgl. Tab. 4).

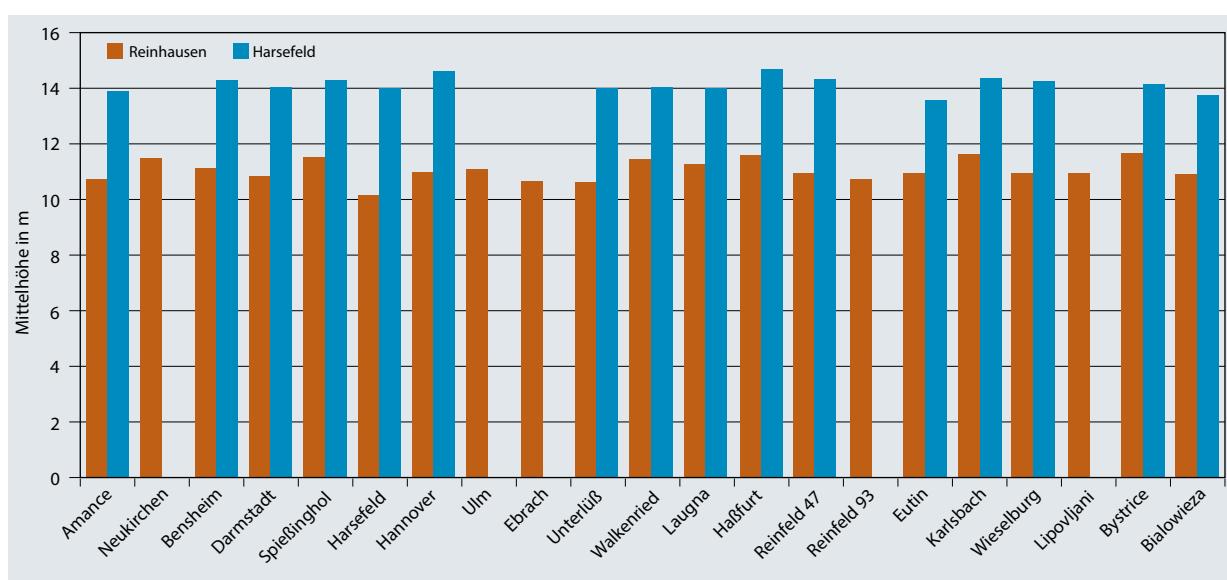
Formbonitur

Die Abbildungen 5 bis 7 zeigen die Ergebnisse der Formbonitur im Alter 27. Die Ergebnisse für die einzelnen Herkünfte sind als Prozentwerte bezogen auf die Gesamtanzahl lebender Individuen der jeweiligen Herkunft angegeben. Von den in Tabelle 3 aufgeführten qualitativen Merkmalen werden im Folgenden, Spannrückigkeit, Wipfelschäftigkeit und die Neigung zur Zwieselbildung vorgestellt.

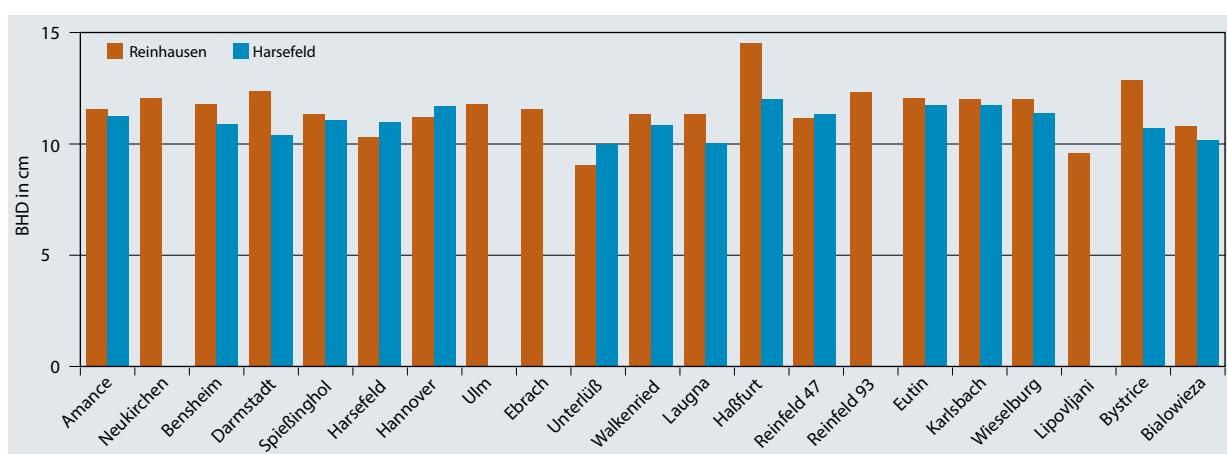
Mit nur wenigen Ausnahmen ist Spannrückigkeit nur schwach ausgeprägt. Auf der Versuchsfäche Harsefeld wurden 98 % aller Prüfglieder als „nur schwach spannrückig“ boniert. Stärker differenziert zeigen sich die Prüfglieder in Reinhäusen mit Anteilen von 36 % bis 100 % von schwach spannrückigen Stämmen. Besonders Reinfeld 93, Harsefeld und Darmstadt zeichnen sich durch hohe Anteile von spannrückigen Bäumen aus.

**Abbildung 2**

Anteil voll lebensfähiger Bäume im Pflanzenalter 27

**Abbildung 3**

Mittelhöhen auf den Flächen Reinhausen und Harsefeld

**Abbildung 4**

Brushöhendurchmesser (BHD) auf den Flächen Reinhausen und Harsefeld

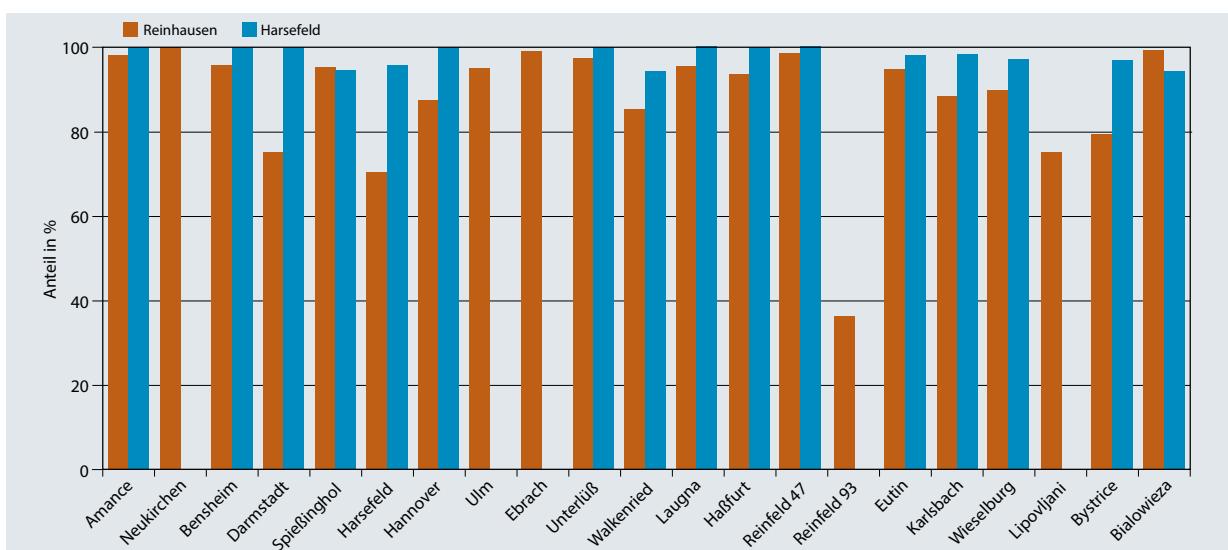


Abbildung 5

Boniturnote „nur schwach spannrückig“

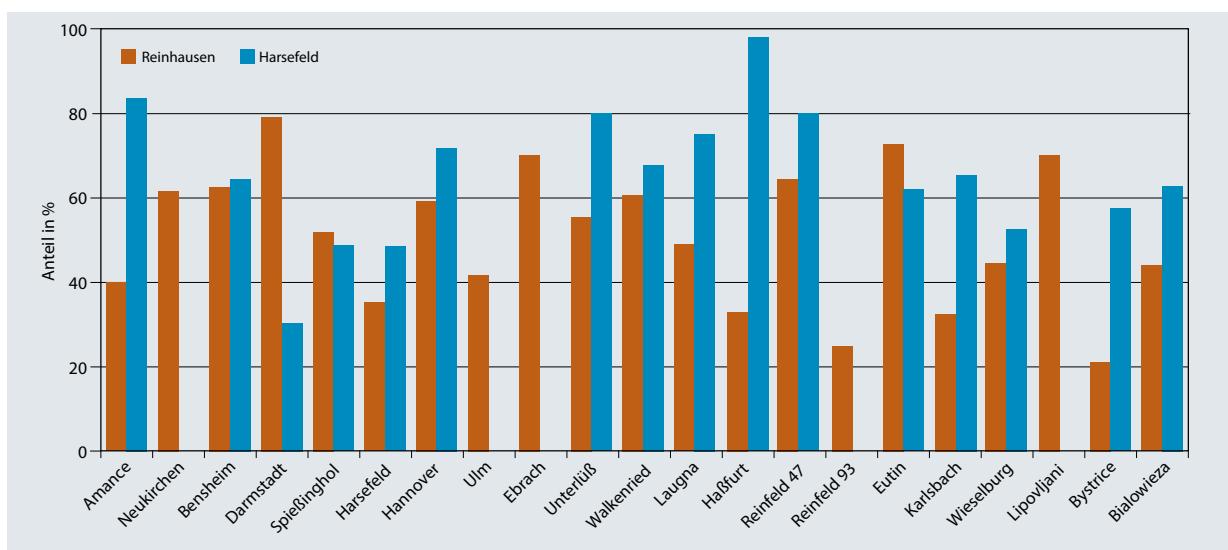


Abbildung 6

Anteil wipfelschäftiger Bäume

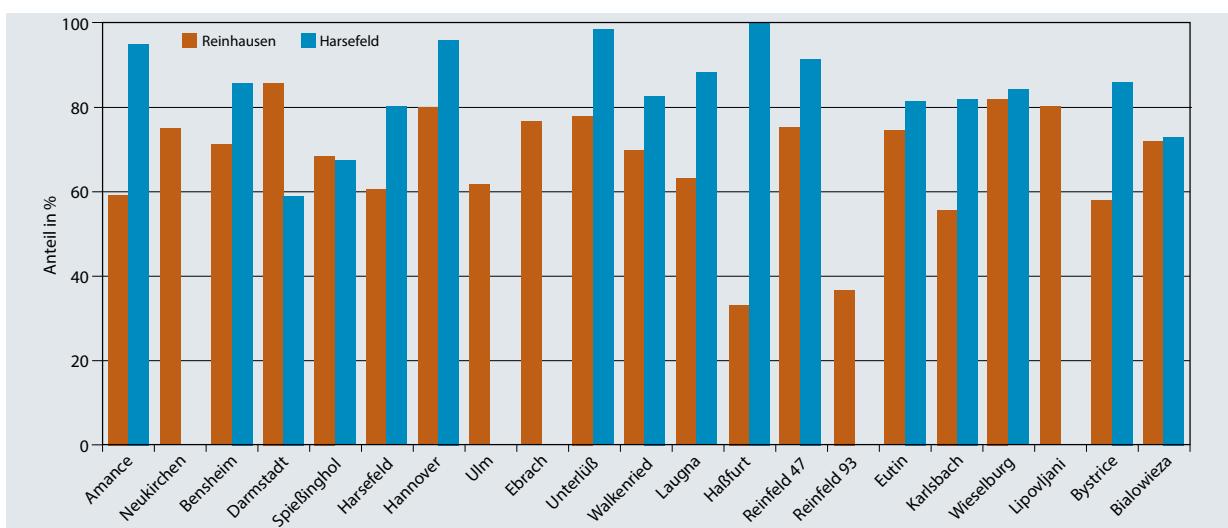


Abbildung 7

Anteil von Bäumen ohne Zwiesel

Als wipfelschäfig wurden Bäume mit Stammauflösung allenfalls im oberen Drittel angesprochen. Dieses Merkmal ist einer erheblichen Variation unterworfen, wobei auch hier die Fläche Reinhhausen insgesamt zurückliegt. Mit 98 % wipfelschäfigen Bäumen ist die Herkunft Haßfurt Sainershausen in Harsefeld deutlich überlegen, während sie in Reinhhausen mit 33 % im unteren Wertebereich rangiert. Mit nur wenigen Ausnahmen (z. B. Bensheim, Spießingshol, Eutin) differieren die Werte zwischen den Versuchsflächen sehr stark.

Die Neigung zur Zwieselbildung folgt einer der Wipfelschäigkeit vergleichbaren Verteilung.

In Tabelle 4 sind alle Herkünfte mit negativer (-) oder positiver (+) Abweichung vom Versuchsmittel bei 5 %iger Irrtumswahrscheinlichkeit dargestellt. Bei insgesamt 5 Herkünften war dies auf zumindest einer Fläche der Fall. Die Herkunft aus Nordfrankreich (Amance) fällt auf beiden Versuchsflächen durch signifikant schlechtere Stammformen auf.

Tabelle 4

Herkünfte mit Merkmalsunterschieden auf dem 5 % Signifikanzniveau

Merkmale	Volumen/ Stamm		waldbaulich geeignet (Boniturnote 1 bis 3)		ohne Zwiesel		nur schwach spannrückig	
	Rh	Hf	Rh	Hf	Rh	Hf	Rh	Hf
Fläche	Rh	Hf	Rh	Hf	Rh	Hf	Rh	Hf
Amance			-	-				
Darmstadt					-		+	
Harsefeld	-							
Haßfurt- Sainersh.	+							
Reinfeld 93					-		-	

Diskussion

Ziel der hier vorgestellten Arbeiten mit Hainbuche war es, die für die hiesige Forstwirtschaft wichtigsten Vorkommen der Art zu erfassen, zu erhalten und züchterisch zu bearbeiten, um langfristig die Versorgung mit züchterisch verbessertem Saat- und Pflanzgut zu sichern. Es wurden Beerntungen in ausgewählten Beständen vorgenommen und Herkunftsversuche begründet. Auf dieser Grundlage sollten Herkunftsempfehlungen gegeben werden.

Die vorliegenden Ergebnisse sind sehr heterogen. Sowohl zwischen den Prüfliegern als auch zwischen den beiden Versuchsflächen Reinhhausen und Harsefeld besteht eine erhebliche Variabilität. Die Fläche Reinhhausen schneidet bei annähernd allen beobachteten Merkmalen schlechter ab als die Fläche Harsefeld. Hier werden die Ergebnisse der Zuwachsmessungen und Formbonituren von der durch dichte Begleitvegetation und Mäuse stark beeinträchtigten Jugendentwicklung der Prüflieder überlagert. Die Höhenunterschiede zwischen den Flächen sind signifikant

und werden auf die gebremste Jugendentwicklung auf dem Standort Reinhhausen zurückgeführt.

Bei den Zuwachsdaten zeigt die Herkunft Haßfurt auf einer Versuchsfläche (Reinhhausen) eine signifikante Überlegenheit gegenüber dem Prüfkollektiv sowie eine erkennbare, nicht statistisch abgesicherte Überlegenheit bei den Merkmalen zur waldbaulichen Eignung. Eine weitergehende merkmalsübergreifende Rangfolge kann zum gegenwärtigen Entwicklungsstand nicht festgestellt werden. Das Material aus dem östlichen Teil des Verbreitungsgebietes hebt sich bei keinem der untersuchten Merkmale signifikant von den übrigen Prüfliegern ab. Damit konnten die Ergebnisse von Rubner (1938) nicht bestätigt werden. Rubner hatte 1929 im Tharandter Wald einen Herkunftsvergleich mit ostpreußischen, bayerischen und sächsischen Hainbuchenherkünften angelegt. Bei einer Aufnahme nach 12 Standjahren im Jahr 1937 zeigten sich die Herkünfte aus dem damaligen Ostpreußen beim Merkmal Geradschäigkeit den übrigen Herkünften überlegen (Rubner, 1938).

Mit Białowieża und Bystrice wurden Herkünfte mit anerkannt gut geformten Hainbuchen im Ursprungsgebiet verwendet. Auch das übrige Versuchsmaterial entstammt überdurchschnittlich guten und anerkannten Ausgangsbeständen. So handelt es sich bei den bayerischen Herkünften um zugelassene Erntebestände des Universitätsforstamtes Sainershausen und der Forstämter Ebrach (Fränkische Platte) und Laugna (Fuggersches Stiftungs-Forstamt Laugna, Schwaben) (Elsner, 1967). Auch die Herkunft Kellenhusen im Forstamt Eutin wird in der Literatur als besonders gutwüchsig und geradschäig beschrieben (Schrötter, 1967).

Inwieweit die vorgestellten Unterschiede in der Merkmalsausprägung einem genetischen Einfluss unterliegen, oder ob sie in den Ursprungsbeständen „waldbaulich herausgepflegt“ wurden, lässt sich anhand der Versuchsergebnisse nicht zweifelsfrei beantworten. Eine wesentliche Ursache für das unterschiedliche Erscheinungsbild der Hainbuche im Wald ist in der regional noch bis in die heutige Zeit praktizierten Mittelwaldwirtschaft zu suchen, durch die die Hainbuche auch auf ungeeigneten Standorten begünstigt aber nicht waldbaulich gefördert wurde (Rubner, 1960). Gestützt auf sehr eingehenden Untersuchungen von Eichen – Hainbuchen Beständen in Süddeutschland nimmt Kriso (1958) eine vergleichbare Bewertung vor.

Möglicherweise ist die Beobachtungsdauer von 27 Jahren zum Jahr der letzten Aufnahme noch zu kurz um gesicherte Aussagen zu treffen. Aufgrund der kleinparzellierten Versuchsanlage mit 16 Pflanzen pro Parzelle bleibt die Beobachtungsdauer allerdings auf den Zeitraum bis zum nächsten Pflegeeingriff begrenzt. Diese Form der Flächenanlage wurde gewählt, um die Flächen nach „genetischer Durchforstung“, also dem Herauspflügen der im Versuch überlegenen Prüflieder später in Erntebestände umwandeln zu können. Dieses Ziel scheint bei den vorliegenden Ergebnissen nicht erreichbar, da die Qualitätseigenschaften statistisch nicht signifikant und insgesamt auch wenig überzeugend sind.

Aus den Ergebnissen können erste Hinweise abgeleitet werden. Um die genetische Variabilität der Hainbuche

herauszuarbeiten sind weitere systematische Untersuchungen erforderlich und sicher lohnenswert. Schon Pfeil (1860) verweist auf Hainbuchen im Hochwald, die „nach ihrer Höhe und Dicke“ nicht von den umgebenden Buchen unterscheiden werden können und lehnt ihre generelle Einordnung als Baumart zweiter Größenordnung ab.

Literatur

- Boratyński A (1996) *Carpinus betulus L.* In: Roloff A, Schütt P (eds) Enzyklopädie der Holzgewächse : Handbuch und Atlas der Dendrologie. Landsberg/Lech : ecomed, 5. Erg. Lfg. 8/96
- Elsner F (1967) Bayern – Hainbuche . In: Puchert H (ed) Wertvolle Herkünfte forstlicher Baumarten in der Bundesrepublik Deutschland. München : BLV, pp 72-74
- Kleinschmit J (1989) Erhaltung bewährter Vorkommen von Sommerlinde, Winterlinde und Hainbuche sowie Anlage von Herkunftsversuchen : Abschlussbericht zu einem Lotto-Forschungsvorhaben. Escherode : Nieders Forstl Versuchsanst, Abt Forstpflanzenzüchtung
- Kriso K (1958) Entstehung, Aufbau und Leistung von Eichen- Hainbuchen- Beständen in Süddeutschland. Hamburg : Parey, 78 p, Forstwiss Forsch 9
- Lockow K-W (1974) Waldwachstumskundliche Untersuchungen an Hainbuche (*Carpinus betulus L.*) im nördlichen Tiefland der DDR. Dresden : Univ, 143 p
- Lockow K-W (1977) Die Konstruktion von Volumen und Formzahltafeln mit Hilfe der eigentlich nichtlinearen Regression, dargestellt am Beispiel der Hainbuche(*Carpinus betulus L.*). Beitr Forstwirtsch 11(3):127-130
- Pfeil W (1860) Die Deutsche Holzzucht : begründet auf die Eigenthümlichkeit der Forsthölzer und ihr Verhalten zu dem verschiedenen Standorte. Leipzig : Baumgärtner, 551 p Elsner
- Rubner H (1960) Die Hainbuche in Mittel- und Westeuropa : Untersuchungen über ihre ursprünglichen Standorte und ihre Förderung durch die Mittelwaldwirtschafts. Bad Godesberg : Selbstverl BLR, 72 p, Forsch dtsch Landeskunde 121
- Rubner K (1938) Verbreitung und Rassen der Hainbuche. Forstwiss Centralbl 60(8):255-264
- Schrötter F-W von (1967) Schleswig-Holstein-sonstige Laubhölzer. In: Puchert H (ed) Wertvolle Herkünfte forstlicher Baumarten in der Bundesrepublik Deutschland. München : BLV, pp 245-247

Prüfung von 25 jährigen Absaaten aus Kiefern-Samenplantagen

Helmut Grotehusmann*

Zusammenfassung

Eine Versuchsserie auf drei Standorten der Niedersächsischen Tiefebene mit 25-jährigen Kiefern Nachkommenschaften aus 19 Samenplantagen und vier Beständen der alten Bundesländer wird ausgewertet. Plusbäume aus dem niedersächsischen Flachland sind denjenigen aus Nordwestpolen (ehem. „Ostpreußen“) und aus dem Schwarzwald bzw. Bayerischen Wald in Leistung und Qualität unterlegen. Von Samenplantagen mit Plusbäumen aus dem nordwestlichen Polen werden Nachkommenschaften mit einem ausgewogenen Verhältnis zwischen hoher Qualität und guter Wuchsleistung erzeugt.

Schlüsselworte: *P. sylvestris*, Samenplantagen, Nachkommenschaftsprüfung, Versuchsserie, Züchtung

Summary

Test of Norway spruce seed orchard progenies at age 25

25 years old Scots pine progenies descending from 19 seed orchards and four stands are tested on three sites in the North German Plain. Plus trees from the lowland are inferior in quality and yield compared to those originating from north-western Poland (formerly "East Prussia") and from the Black Forest and Bavarian Forest. Seed orchards with plus trees originating from north-western Poland generate progenies with a well-balanced proportion between high quality and good yield performance.

Keywords: *P. sylvestris*, seed orchard, progeny test, trial series, breeding

* Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Prof.-Oelkers-Str. 6, 34346 Hann. Münden

Einleitung

Die Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) ist bundesweit die Baumart mit dem zweitgrößten Flächenanteil. In den vier norddeutschen Bundesländern (Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein) ist sie mit knapp 50 % Flächenanteil (Bundeswaldinventur, 2005) die wichtigste Wirtschaftsbauart. Mitte des letzten Jahrhunderts wurden bereits Samenplantagen angelegt, um hochwertiges Saatgut für die

Neubegründung von Beständen bereitstellen zu können. Das Saatgutaufkommen aus Samenplantagen hat kontinuierlich zugenommen. In den vergangenen 10 Jahren wurde über die Hälfte des in Deutschland gewonnenen Saatgutes in geprüften Beständen oder Samenplantagen geerntet (Tabelle 1).

In der „alten“ Bundesrepublik gelegene Samenplantagen wurden von 1975 bis 1980 beerntet. Über den Umfang der Beerntung in den unterschiedlichen Reifejahren können keine Angaben gemacht werden. Es war das Ziel, die

Tabelle 1

Anzahl und Flächensumme von züchterisch bearbeitetem Ausgangsmaterial bei Kiefer, sowie aufsummierte Erntemengen 2003 bis 2013 von zugelassenem Material in Deutschland (BLE, 2013)

Herkunft des Ausgangsmaterials		Bestände		Samenplantagen		Summe		Erntemengen (kg) 2003 bis 2013 in ausgewählten Beständen	
Nr	Name	geprüft		qualifiziert		geprüft			
		n	ha	n	ha	n	ha		
1	Nordsee-Küstenraum und Rhein.-Westf. Bucht			1	1,7		1	1,7	21,1
2	Mecklenburg			6	22,8		6	22,8	457,7
3	Heide und Altmark	7	47,1	2	6		9	53,1	264,5
4	Mittel- und Ostdeutsches Tiefland			9	35,9	7	52,7	16	856,3
5	Westdeutsches Bergland, kollin	6	56,7	2	5,8	2	4,8	11	11,6
6	Westdeutsches Bergland, montan	2	18,2	1	2		3	20,2	
7	Vogtland, Thür. Wald und Frankenwald, kollin			1	3,6		1	3,6	2,2
8	Vogtland, Thür. Wald und Frankenwald, montan			3	5,2		3	5,2	5,7
9	Thüringisch - Sächsisches Hügelland			2	6,5		2	6,5	6
10	Erzgebirge, kollin			1	1,2		1	1,2	23,1
11	Erzgebirge, montan			2	4,1		2	4,1	27,7
12	Oberes Vogtland und Nordostbay. Mittelgeb.			1	1,8	1	3,2	2	9,1
13	Oberrheingraben	4	33,5				4	33,5	696,3
14	Neckarland und Fränkische Platte			1	2,9		1	2,9	7,9
15	Mittelfränkisches Hügelland			1	1,5		1	1,5	6,5
16	Alb								1,2
17	Ostbayerische Mittelgebirge, kollin								
18	Ostbayerische Mittelgebirge, montan								
19	Schwarzwald, kollin								
20	Schwarzwald, montan			1	8,7		1	8,7	
21	Alpenvorland								17,2
22	Alpen, submontan								13,4
23	Alpen, hochmontan					1	1,3	1	1,3
	Osteuropa, RegNr. 123851040044					1	6	1	6
	Ostpreußen, RegNr. 031851050014					1	3,8	1	3,8
	Polen (Nordost-Polen), RegNr. 141851090083			1	3,8		1	3,8	
	Polen (Bialystok), RegNr. 141851090093			1	2,1		1	2,1	
	Polen (Pokoy), RegNr. 151851030014					1	9,5	1	9,5
	Polen (Rychtal), RegNr. 153851040024					1	8,1	1	8,1
	Polen (Taborz), RegNr. 153851040023, 123851040084			1	5,6	1	5,6	2	11,2
Gesamtergebnis		19	155,5	37	121,2	16	95	73	373,2
							qualifiziertes Vermehrungsgut		1888,3
							geprüftes Vermehrungsgut		1123,2
							ingesamt:		5641,6

Nachkommenschaften dieser Samenplantagen zu prüfen und nach erfolgreichem Abschluss der Prüfung die Samenplantagen als Ausgangsmaterial für Vermehrungsgut der Kategorie „Geprüft“ zuzulassen. Darüber hinaus sollten aufgrund der Prüfung Empfehlungen zum Anbau von Nachkommenschaften aus Samenplantagen für unterschiedliche Gebiete und Standorte in Niedersachsen abgeleitet werden. Über die Ergebnisse der ersten Aufnahme 1991 berichteten Hüller (1992) und Hüller et al. (1995). Eine weitere Vollaufnahme wurde 2005 im Pflanzenalter 25 vorgenommen und über die Auswertung dieser Aufnahme wird im Folgenden berichtet.

Material und Methode

Im Jahr 1981 wurden die Samen aller Prüfglieder im Kamp Escherode ausgesät. Eine Liste der beernteten Bestände und

Samenplantagen findet sich in Tabelle 2. Herkunft, Höhenlage und Anzahl der Plusbäume in diesen Samenplantagen ist, soweit ermittelbar, ebenfalls angegeben. Die Versuchsfächen wurden im Frühjahr 1984 mit 3 jährigen (1 + 2) Sämlingen bepflanzt. Verband, Versuchsdesign und Beschreibung der noch aktiven Flächen gibt die Tabelle 3 an. Diese drei Standorte liegen im Tiefland, ein auf über 500 m ü NN im Harz angelegter Versuch musste zwischenzeitlich aufgegeben werden.

Zur Pflanzung wurden die Flächen entsprechend vorbereitet (Hüller, 1992). Alle Flächen wurden vor der Pflanzung eingezäunt. Im Frühjahr 1984 wurden die Versuchs- und Reservepflanzen in zuvor abgesteckte Parzellen gepflanzt. Ausfälle nach der Pflanzung wurden ein Jahr später mit den Reservepflanzen desselben Prüfgliedes nachgebessert. Überzählige Reservepflanzen sowie Kiefernanzug wurden im Zuge der planmäßigen Kulturflegemaßnahmen entfernt.

Tabelle 2

Prüfgliedliste, differenziert nach Objekttyp und Höhenlage der Plusbäume (Hügellagen = H, Tieflagen = T)

Objekt	Lage	PG-Name	Forstamt, Abt.	Anlage/Alter	Herk./Ursprung (Anzahl Klone)	Register Nr.
Bestände	H	Burghaun ²⁾	Burghaun, 4410B/4415A0	80 J.		063 851 05 001 4
	H	Elmstein-Süd X 4c	Elmstein-Süd, X4c	153 J.		-
	T	Knesebeck (Standard)	Unterlüß	-	Saatgutmischung vermutlich aus Abt. 1045, 1046, 1064, und 2123	-
	H	Selb_IX/1	Selb, IX 1c	112 J.		
	H	Börrstadt	Ramsen	1961	FÄ Schönaue, Dahn, Bitche (F); (34)	-
	H	Enztalkiefer ¹⁾	Breisach	1961	Forbach (19), Enzklösterle (33), Bad Wildbad (12), Murgschifferschaft(13)	83 851 20 001 3
	T	Gartow ¹⁾	Oldendorf, 524/525	1971	Gartow (1989: 63 Klone)	31 851 05 001 3
	H	Grebennau	Oldendorf, 131	ab 1966	Escherode (13), Grebennau (10), Wildeck (2), Hardegsen (2), Grünenplan (3)	-
Plantagen	H	HochAlpen ²⁾	Traunstein, I 3, 4	1958	(36)	91 851 23 005 4
	T	Knesebeck	Münden, 3057	1964	FA Unterlüß, Sprakensehl (23), Knesebeck (17)	-
	T	Knesebeck ¹⁾	Neuhaus, 240	1961	FA Unterlüß, Sprakensehl (20), Knesebeck (16)	34 851 05 001 3
	H	Maulbronn ¹⁾	Maulbronn	1962	(46)	82 851 14 001 3
	T	Ostpreußen ²⁾	Oldendorf, 137	1971	(99)	31 851 05 001 4
	T	Ostpreußen ²⁾	Reinhardshagen, 384	1959	Chorin ³⁾ (17), Rendsburg ³⁾ (10), Ostpreußen (3); Plantage gerodet	-
	H	Schwarzwald/Bayer.W.	Grünenplan, 48 c	1967	Forbach (8), Enzklösterle (13), Wildbad (3), Selb (14), Stettfeld (7)	-
	H	Schwereböden	Rothenburg o.d.T.	1960	(54); Plantage gerodet	-
	H	Selb (Herrgottschlag)	Ebrach, VIII 3c2	1958	(36); Plantage gerodet	-
	H	Selb (Schafknock) ²⁾	Ebrach (neu: Bamberg)	1956	(42)	91 851 12 010 4
	H	Selb (Weißenstadt)	Weißenstadt, V 4v, 5a	1955	Plantage gerodet	-
	H	Stettfeld ¹⁾	Reinhardshagen, 7b	ab 1954	Stettfeld (18), Ebern(3)	62 851 05 001 3
	H	Stettfeld	Traunstein, VII 3b4	1960	(47); Plantage gerodet	-
	H	Vogelsberg ²⁾	Reinhardshagen, 644/645	1958	Grünberg (1), Romrod (1), Homberg/Ohm (10)	62 851 05 005 4
	H	Wasserbett	Otterberg	1959	FÄ Elmstein-Nord, Elmstein-Süd, (25)	-

¹⁾ qualifiziertes Ausgangsmaterial

²⁾ geprüftes Ausgangsmaterial

³⁾ Plusbäume aus Herkunftsversuchen mit ostpreußischem Material

Tabelle 3

Standortsangaben und Versuchsdesign auf den verbliebenen Flächen

Forstamt	Görde, Abt. 2022	Rotenburg/W, Abt. 1415	Unterlüß, Abt. 2116
Geo. Länge	11°11' östl. Länge	9°24' östl. Länge	10°45' östl. Länge
Geo. Breite	53° 2' nördl. Breite	53° 7' nördl. Breite	52°40' nördl. Breite
Höhe ü NN	15 m	40 m	90 m
Gelände	Ebene	Ebene	Ebene
Wuchsbezirk	Lüchower Niederung	Geest-Mitte	Ostheide
Standorttypen	Schwach grundwasser-beeinflusster schwach versorger unverlehmter Fein-talsand mit geringer Flugsanddecke	Mäßig frischer, schwach versorger Standort aus fast unverlehmtem silikatarmen Schmelzwassersand	Mäßig frischer, schwach versorger, schwach verlehmer Sandstandort mit Sandunterlagerung
Temperatur (°C)			
Jahr	8,5	8,6	8,0
Mai-September	15,2	14,7	14,8
Niederschlag (mm)			
Jahr	580	670	630
Mai-September	270	315	290
Versuchsdesign			
Anzahl Prüfglieder	25	36	36
Wiederholungen	3	3	3
Pflanzen je Parzelle	80	80	100
Verband	1,25 x 1,0	1,5 x 1,0	1,0 x 1,0

Einzelne Bestände und Plantagen sind mehrmals in unterschiedlichen Reifejahren beerntet worden. Die Verteilung der Prüfglieder nach Reifejahren auf die Flächen ist in der Tabelle 4 angegeben. Jede einzelne Bestandesabsaat kommt auf allen drei Flächen vor, der Bestand Elmstein-Süd sogar mit allen vier Reifejahren. Zum Zeitpunkt der Versuchsfächchenanlage war der damals gesetzlich vorgeschriebene Standard nicht verfügbar. Da die Versuche im norddeutschen Tiefland liegen, wird die Bestandesabsaat aus dem Forstamt Unterlüß („Knesebeck“) als interner Standard für Vergleiche herangezogen.

Bei den Samenplantagenabsaaten ist die Verteilung aufgrund unterschiedlicher Pflanzenzahlen je Prüfglied weniger orthogonal, d.h. nicht alle Samenplantagen-Reifejahr-Kombinationen sind auf allen drei Einzelversuchen vertreten. Die Samenplantagen „Enztalkiefer“, „Hochalpen“ und „Vogelsberg“ (jeweils 1 Reifejahr), sowie „Schwarzwald“ (2 Reifejahre) werden nicht am Standort Görde getestet. Von der Samenplantage „Knesebeck Münden“ gibt es die beiden Reifejahre 1976 und 1980. Wegen begrenzter Pflanzenzahlen kann die Absaat aus 1976 nur in Görde, diejenige aus 1980 nur auf den beiden anderen Flächen geprüft werden. Die übrigen Samenplantagen sind mit wenigstens einem Reifejahr auf allen drei Flächen vertreten.

An 20 % der Gesamtbauzahl einer Parzelle wurden die Oberhöhen bestimmt. Der Brusthöhendurchmesser (BHD) wurde an 50 % aller Bäume (jeder 2. Pflanzreihe) gemessen. Es wurden nur Bäume mit einem Durchmesser größer 7 cm berücksichtigt. Fehlende Höhenwerte wurden in einem dreistufigen Verfahren berechnet (Rau et al., 2008).

Die Stammzahl je Hektar wurde aus Parzellengröße, Verband und lebenden (BHD-gemessenen) Pflanzen separat für jede Parzelle ermittelt. Aus BHD und den gemessenen und geschätzten Höhen wurde das Einzelstammvolumen und mit diesem, sowie der parzellenbezogenen Stammzahl je Hektar der Volumenertrag je Hektar für Einzelparzellen berechnet.

Die Stammform und Astigkeit wurde an Bäumen der Kraft'schen Klassen 1 und 2 visuell bonitiert. Die Formbonitur wurde in 5 Stufen, die Astigkeit dreifach unterteilt.

Stammformbonitur

Note	Beschreibung	Klasse
1	zweischnürig, ganz gerade	erwünscht
2	einschnürig mit geringen bis mittleren Bögen (bogig)	
3	einschnürig mit gegenläufig die Richtung wechselnden Bögen (geschlängelt)	ungeeignet
4	unschnürig („Korkenzieher“)	
5	krumm oder knickig	

Tabelle 4
Materialaufteilung auf die Versuchsorte

Ausgangsmaterial	Reifejahr	Orte		
		Göhrde	Rotenburg/W	Unterlüß
Bestände				
Burghaun4410+4415	1972	*	*	*
Elmstein-Süd	1976	*	*	*
Elmstein-Süd	1977	*	*	*
Elmstein-Süd	1978	*	*	*
Elmstein-Süd	1979	*	*	*
Knesebeck(Standard)	1972	*	*	*
Selb_IK/1	1977	*	*	*
Samenplantagen				
Börstadt	1976		*	*
Börstadt	1977		*	*
Börstadt	1978		*	*
Börstadt	1979	*	*	*
Enztalkiefer	1975		*	*
Gartow	1979	*	*	*
Gartow	1980	*	*	*
Grebau	1979	*	*	*
Grebau	1980		*	*
Hochalpen	1976		*	*
Knesebeck (Münden)	1976	*		
Knesebeck (Münden)	1980		*	*
Knesebeck (Neuhaus)	1979	*	*	*
Knesebeck (Neuhaus)	1980	*	*	*
Maulbronn	1979	*	*	*
Ostpreußen (Oldendorf)	1980	*	*	*
Ostpreußen (Reinhardshagen)	1979	*	*	*
Schwarzwald/Bayr.W.	1979		*	*
Schwarzwald/Bayr.W.	1980		*	*
SchwereBöden	1979	*	*	*
Selb (Herrgottschlag)	1979	*	*	*
Selb (Schafknoch)	1979	*	*	*
Selb (Weißenstadt)	1979	*	*	*
Stettfeld (Reinhardshagen)	1979	*	*	*
Stettfeld (Traunstein)	1979	*	*	*
Vogelsberg	1979		*	*
Wasserbett	1976	*	*	*
Wasserbett	1977	*	*	*
Wasserbett	1978		*	*
Wasserbett	1979		*	*

Astigkeit

Note	Beschreibung	Klasse
1	auffallend feinastig ($\varnothing \leq \text{ca. } 2 \text{ cm}$)	„fein“
2	normal bestet ($\varnothing = \text{ca. } 2 - \text{ca. } 4 \text{ cm}$)	
3	grobastig, inkl. Steilast und Zwiesel	„grob“

Bei der Stammform wurden die erste und zweite Boniturstufe zusammengefasst zur Klasse „erwünscht“ und mit der Klasse „ungeeignet“ verglichen. Anschließend wurde der Anteil an Bäumen mit der entsprechenden Merkmalsklasse relativ zur Gesamtzahl aller bonitierten Bäume einer Parzelle ermittelt. Bei der Astigkeit wurde der Anteil fein- und grobastiger Bäume auf die gleiche Weise bestimmt. Aus den Merkmalen Stammform und Astigkeit wurde schließlich noch parzellenweise der Anteil an Bäumen mit erwünschter Qualität berechnet. Dazu wurden alle Bäume gezählt mit Formbonituren 1 oder 2 („erwünscht“), wenn sie gleichzeitig als nicht-grobastig (Astigkeit 1 oder 2) eingestuft wurden.

Alle Versuche wurden als unvollständige Blockanlage mit drei Wiederholungen (Dreisatzgitter) angelegt. Die varianzanalytische Auswertung für den Einzelversuch erfolgte zunächst prüfgliedweise auf Basis von Parzellenmittelwerten. Zunächst wurden lediglich Absaaten aus dem Reifejahr 1979 berücksichtigt. Wegen der nicht orthogonalen Zuordnung der einzelnen Prüfglied-Reifejahr-Kombinationen wurden in einem zweiten Schritt die Reifejahre je Samenplantagen- oder Bestandesabsaat zusammengefasst (gepoolt) und als Ausgangsmaterial verrechnet. Die Verrechnung der Prüfglieder aus 1979 und des gepoolten Ausgangsmaterials je Versuch geschah nach folgendem Modell:

$$x_{ijk} = \mu + \gamma_i + \beta_j + \rho_{jk} + \varepsilon_{ijk}$$

Dabei ist x_{ijk} der beobachtete phänotypische Wert von Prüfglied i in Wiederholung j im Block k , μ das Gesamtmittel, γ_i der Effekt von Prüfglied i , β_j der Effekt von Wiederholung j , ρ_{jk} der Effekt des Blocks k innerhalb Wiederholung j und ε_{ijk} der Versuchsfehler. Die um die Blockeffekte bereinigten (adjustierten) Mittelwerte je Fläche wurden berechnet und für die weitere Verrechnung verwendet. Das Modell lautet:

$$x_{ij} = \mu + \gamma_i + \beta_j + \varepsilon_{ij}$$

Dabei ist x_{ij} der beobachtete phänotypische Wert von Prüfglied i am Ort j , μ das Gesamtmittel, γ_i der Effekt von Prüfglied i , β_j der Effekt von Ort j und ε_{ij} der Versuchsfehler. Die Verrechnung erfolgte mit der Prozedur Proc Mixed des Programm pakets SAS.

Ergebnisse

Die mittlere Leistung aller Prüfglieder an den einzelnen Orten ist anhand ausgewählter Merkmale in der Abbildung 1 angegeben. Neben dem Serienmittel ist in der Abbildung auch der Mittelwert des Einzelstandorts (blauer Punkt) sowie die Leistung des Vergleichsstandards „Knesebeck“ (rotes Dreieck) angegeben. Die mittlere Stammzahl je ha ist in allen Versuchen ähnlich und schwankt nur geringfügig um das Serienmittel. Bei BHD und Volumen je Hektar übertrifft der Standort Gehrde die beiden anderen Versuche. Die Qualität der Bäume ist in Rotenburg/W am schlechtesten. Dort weisen im Mittel nur 20 % aller Bäume einen geraden bis leicht gebogenen Schaft und gleichzeitig eine feine oder normale Beauftragung auf. Damit liegt dieser Standort um 10 %-Punkte unterhalb des Serienmittels.

In der Tabelle 5 werden die Absaaten des Reifejahrs 1979 über alle drei Versuche der Serie mit dem Standard verglichen. Bei der Wuchshöhe weisen die Absaaten der Samenplantagen „Grebau“, „Selb (Herrgottschlag)“, „Selb (Schafknock)“ und „Wasserbett“ gegenüber dem Standard signifikante Überlegenheiten auf. Deutlicher sind die Unterschiede gegenüber dem Standard bei den Qualitätsmerkmalen. Bei Form und Feinästigkeit sind fünf bzw. sechs Samenplantagen-Nachkommenschaften statistisch abgesichert besser als die Kontrolle. Lediglich die Samenplantage „Wasserbett“ zeigt in ihren Absaaten schlechtere Stammformen als der Standard.

Die Samenplantagen „Enztalkiefer“, „Hochalpen“, „Knesebeck (Münden)“ und „Ostpreußen (Oldendorf)“ sind in der Tabelle 5 nicht aufgeführt, da deren Absaaten nicht in 1979 geerntet wurden. Um auch diese Samenplantagen bei der

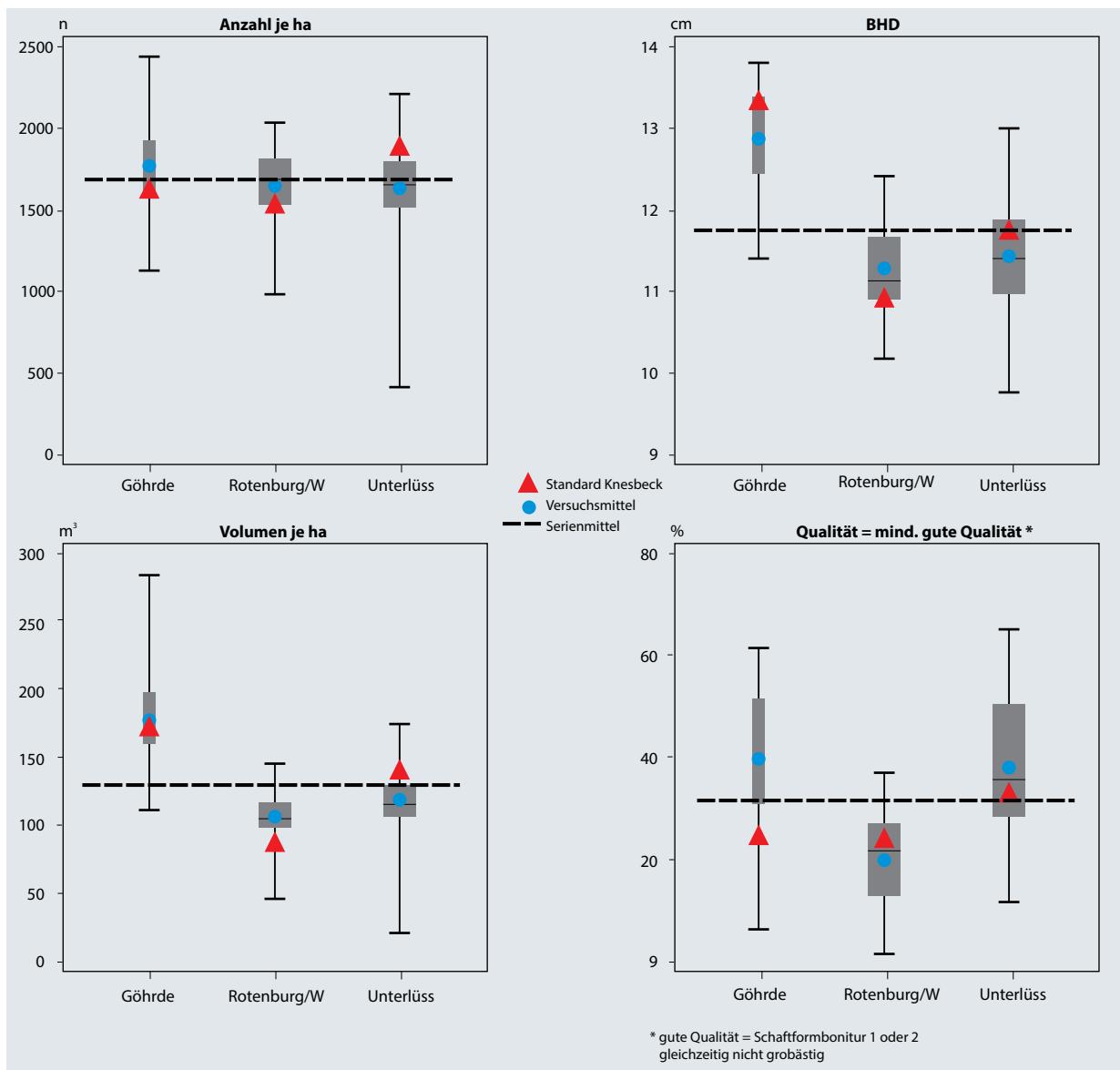


Abbildung 1

Ausprägung ausgewählter Merkmale an einzelnen Versuchsflächen im Alter 25

Tabelle 5

Adjustierte Mittelwerte der Prüfglieder aus dem Reifejahr 1979 in der Serie über drei Standorte (signifikante Differenz zum Standard mit 5 % (*), 1 % (**)) und 0,1 % (***) Irrtumswahrscheinlichkeit)

Prüfglieder	Anzahl Pfl/ha	BHD (cm)	Höhe (m)	erw. Form (%)	feinästig (%)	erw. Qualität (%)	Vol/Baum (m³)	Vol/ha (m³)
Elmstein-Süd (1979)	1856,8	12,2	12,6	11,2 **	9,0	10,9	0,083	152,3
Knesebeck (Standard)	1693,2	12,0	12,4	34,0	5,8	27,2	0,082	134,0
Samenplantagen (Reifejahr 1979)								
Börrstadt	1767,4	12,1	12,6	29,8	15,4	23,2	0,081	146,7
Gartow	1843,5	11,4	12,6	30,0	16,4	27,3	0,072	131,0
Grebenu	1842,7	11,6	12,8 *	48,9 *	15,5	41,1	0,077	141,0
Knesebeck (Neuhaus) ¹⁾	1482,2	11,9	12,2	47,2	15,6	39,1	0,075	103,7
Maulbronn	1415,7	12,7	12,5	38,9	7,1	32,6	0,090	126,6
Ostpreußen (Reinhardshg.) ²⁾	1848,4	11,4	12,6	55,0 **	17,9 *	51,4 **	0,073	129,6
Schwarzwald	1562,0 ***	11,6	12,4	59,8 **	15,2	48,3 *	0,075	115,5
SchwereBöden	1565,7	12,1	12,7	50,5 *	18,5 *	44,4 *	0,082	124,2
Selb (Herrgottschlag)	1730,7	11,9	12,9 **	45,8	19,9 *	37,0	0,082	142,4
Selb (Schafknoch)	1731,2	11,8	13,0 **	38,5	20,3 *	36,2	0,079	141,3
Selb (Weißenstadt)	1829,4 ***	11,5	12,8	42,5	24,0 **	40,9	0,074	137,7
Stettfeld (Reinhardshg.) ¹⁾	1659,0	11,4	12,3	43,9	12,8	38,9	0,070	117,8
Stettfeld (Traunstein)	1780,8	11,3	12,7	39,6	22,8 **	34,5	0,073	128,6
Vogelsberg ²⁾	1831,2 ***	11,9	12,3	57,0 **	7,4	47,1 *	0,075	135,0
Wasserbett	1658,7 ***	12,5	13,4 **	14,1 *	6,0	11,9	0,091	151,4
Serie	1711,7	11,8	12,6	40,4	14,7	34,8	0,078	132,9

¹⁾ Qualifiziertes Ausgangsmaterial

²⁾ Geprüftes Ausgangsmaterial

Auswertung zu berücksichtigen, werden die Ergebnisse bei Prüfgliedern mit anderen Reifejahren als 1979 bzw. mit mehreren Reifejahren im Folgenden wie bei einer früheren Aufnahme (Hüller et al., 1995) über die Reifejahre gepoolt.

Die Leistungen von Ausgangsmaterial über drei Standorte sowie statistisch abgesicherte Unterschiede (Sidak-Test) gegenüber Standard und Gesamtmittel sind in der Tabelle 6 angegeben. Bei den Beständen sind positive Abweichungen von „Burghaun“ (Höhe) und „Selb“ (feinästig) signifikant abgesichert. Negative Abweichungen treten bei „Elmstein-Süd“ in zwei Fällen (feinästig, erwünschte Qualität) und beim Kontrollbestand „Knesebeck“ in einem Fall (feinästig) auf. Von allen Absaaten besitzt „Knesebeck“ den geringsten Anteil an feinästigen Bäumen.

Die beiden Samenplantagen „Börrstadt“ und „Wasserbett“ erreichen Spitzenwerte in der Volumenleistung, weisen jedoch gleichzeitig mangelhafte Qualität auf. Eine ausgewogene Verteilung von Leistung und Qualität findet sich bei den beiden Samenplantagen mit Plusbäumen aus Nordwest-Polen. Nachkommenschaften von „Ostpreußen (Reinhardshagen)“ zeigen sowohl bei Stammform und Feinästigkeit hohe Werte und sind bei dem aus beiden Merkmalen berechneten Anteil an Bäumen mit erwünschter Qualität als einziges Prüfglied gegenüber der Kontrolle und dem Gesamtmittel signifikant überlegen. Die Absaaten der Plantage „Ostpreußen (Oldendorf)“ haben von den

Samenplantagen den drittbesten Volumenertrag und gleichzeitig überdurchschnittliche Qualität.

Die prüfgliedbezogenen Leistungen über die Serie und an den drei Standorten sind in Abbildung 2 mit farbigen Säulen und Symbolen dargestellt. Die vier dunkelgrünen Säulen repräsentieren die Bestände, die hellgrünen stehen für die Plantagenabsaaten. Mit den verschiedenen blauen Symbolen wird die Prüfgliedleistung an den einzelnen Standorten verdeutlicht und die gestrichelte horizontale Linie ist das jeweilige Gesamtmittel der Versuchsserie.

Von den Beständen ist einzige die Absaat „Selb“ von besserer Qualität als das Serienmittel, die anderen drei Bestandesabsaaten sind qualitativ deutlich schlechter. Allerdings erreichen Nachkommen des Bestandes „Selb“ nicht die Volumenleistung der übrigen Bestandesnachkommenschaften und liegen auch unterhalb des Serienmittels. Umgekehrt übertreffen die drei anderen Bestände bei der Volumenleistung den Durchschnitt, der Standardbestand aus Knesebeck ist an den beiden Standorten Görde und Rotenburg/W produktiver als das Serienmittel.

Bei den Samenplantagen gibt es beträchtliche Schwankungen um das Serienmittel, die bei der Qualität stärker ausgeprägt sind als bei der Volumenleistung. Die Absaaten der drei Samenplantagen mit Plusbäumen aus Selb unterscheiden sich nur geringfügig voneinander und übertreffen das Serienmittel bei Qualität und Volumenleistung. Das gleiche

Tabelle 6

Adjustierte Mittelwerte von Ausgangsmaterial in der Versuchsserie über drei Standorte. Signifikante Abweichungen in positiver (+) und negativer (-) Richtung von Standard (S) und Gesamtmittel (G)

Name	Anzahl/ha			BHD (cm)		Vol/ha (m³)		Höhe (m)		erw. Form (%)		feinästig (%)		erw. Qualität (%)		Vol/Baum (m³)		
	Mittel	S	G	Mittel	S	G	Mittel	S	G	Mittel	S	G	Mittel	S	G	Mittel	S	G
Bestände																		
Burghaun ²⁾	1880			12,0	13,1	+	29,5			8,7			26,8			0,082		151,1
Elmstein-Süd	1658			12,3	12,5		16,5	-		6,5			15,8	-		0,084		138,8
<i>Knesebeck (Standard)</i>	1680			12,0	12,4		33,3			3,0	-		26,9			0,082		133,3
Selb_IX/1	1645			11,0	12,7		48,3			21,9	+		42,2			0,067		110,9
Samenplantagen																		
Börrstadt (Ramsen)	1762			12,3	12,7		27,8			11,5			23,0			0,083		148,1
Gartow (Oldendorf) ¹⁾	1772			11,5	12,6		34,2			12,7			30,4			0,073		127,1
Grebenau (Oldendorf)	1848			11,5	12,7		44,4			14,0			36,8			0,075		136,2
Hochalpen (Traunstein) ²⁾	693	-		10,8	10,0	-	54,0			19,6	+		35,0			0,056	-	53,1
<i>Knesebeck (Münden)</i>	1555			11,4	12,5		52,9			16,6	+		45,2			0,072		113,1
<i>Knesebeck (Neuhaus) ¹⁾</i>	1539			11,9	12,4		45,0			10,3			38,1			0,076		113,9
Enztalkiefer (Breisach) ¹⁾	1386			12,7	12,5		43,7			12,8			39,5			0,089		130,8
Maulbronn	1422			12,7	+		12,5			37,9			6,6			0,090		128,1
Ostpreußen (Oldendorf) ²⁾	2105	+		11,3	12,5		41,8			16,8	+		39,6			0,070		147,8
Ostpreußen (Reinhardshagen) ²⁾	1835			11,4	12,6		56,0	+		17,0	+		51,9	+	+	0,073		129,4
Schwarzwald (Grünenplan)	1619			11,7	12,5		57,1			13,7			47,0			0,076		122,0
SchwereBöden (Rothenburg o.d.T.)	1553			12,1	12,6		50,7			17,2	+		44,3			0,082		123,2
Selb (Herrgottschlag)	1736			11,9	12,9		46,5			19,9	+		37,5			0,082		143,5
Selb (Schafknoch) ²⁾	1723			11,8	13,0	+	37,8			18,6	+		35,6			0,080		140,8
Selb (Weißenstadt)	1834			11,5	12,8		41,1			24,1	+		39,1			0,074		137,0
Stettfeld (Reinhardshagen) ¹⁾	1681			11,3	12,4		42,8			12,4			37,5			0,070		120,4
Stettfeld (Traunstein)	1792			11,3	12,7		39,1			20,4	+		33,0			0,073		129,0
Vogelsberg (Reinhardshagen) ²⁾	1845			11,8	12,3		57,6	+		4,6			47,4			0,075		138,1
Wasserbett (Otterberg)	1853			12,6	13,3	+	18,5	-		8,1			16,5	-		0,093	+	172,2
Gesamtmittel	1670,2			11,8	12,5		41,6			13,8			35,7			0,077		129,9

¹⁾ Qualifiziertes Ausgangsmaterial

²⁾ Geprüftes Ausgangsmaterial

trifft auch für die beiden Plantagenabsaaten mit Plusbäumen aus Nordwest-Polen zu.

Die oft gegenläufige Beziehung bei Qualität und Wuchsleistung erschwert eine Bewertung der Prüfglieder. Daher wurden die Ergebnisse der Leistungs- und Qualitätsmerkmale zu drei Indizes zusammengefasst, wobei die jeweiligen t-Werte beim Vergleich einzelner Prüfglieder mit dem Serienmittel die Indexkomponenten darstellen.

Einmal wurden die beiden berechneten Merkmale Volumen je Hektar und Anteil an Bäumen mit erwünschter Qualität jeweils gleich gewichtet verwendet (Index A). Im zweiten Index (Index B) wurden die beiden Merkmale unterschiedlich gewichtet, wobei die Massenleistung zu 2/3 und die erwünschte Qualität zu 1/3 berücksichtigt wurde. Ein dritter Index (Index C) wurde aus je drei Leistungsmerkmalen (Stammzahl je Hektar, Höhe, BHD) und drei

Qualitätseigenschaften (% mit Stammformbonitur 1 oder 2, % feinästiger Bäume, mittlere Formbonitur) jeweils zu gleichen Teilen ermittelt.

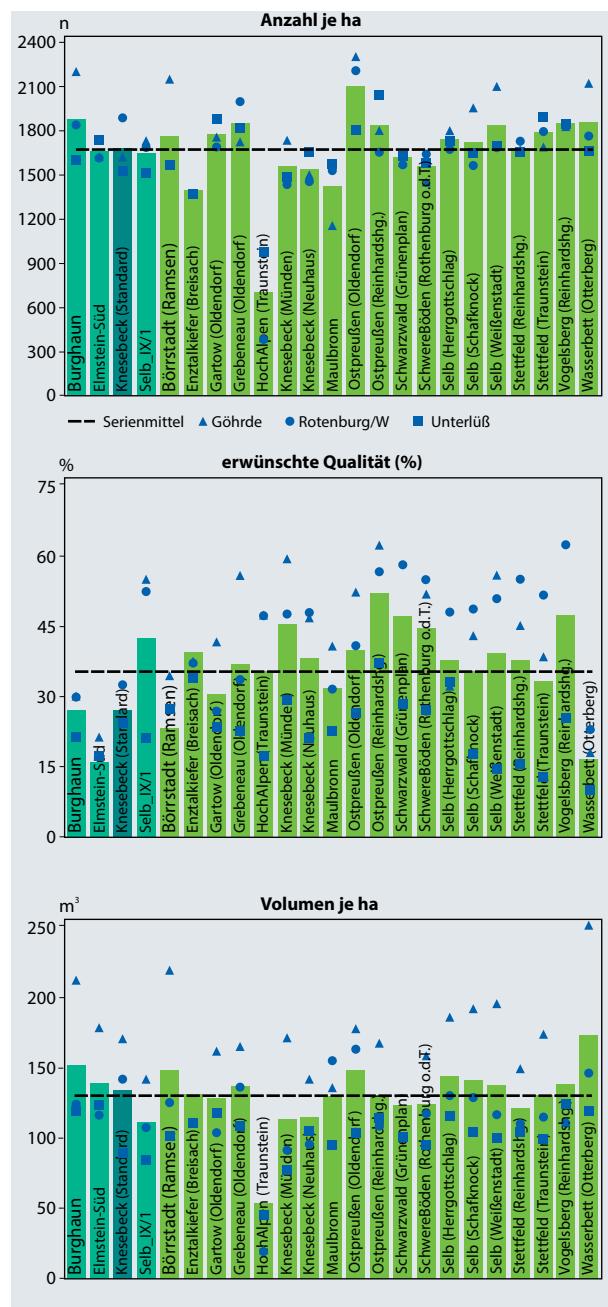


Abbildung 2

Leistung der Prüfglieder (gepoolt über Reifejahre) in Serie über drei Versuche, Alter 25

Diskussion

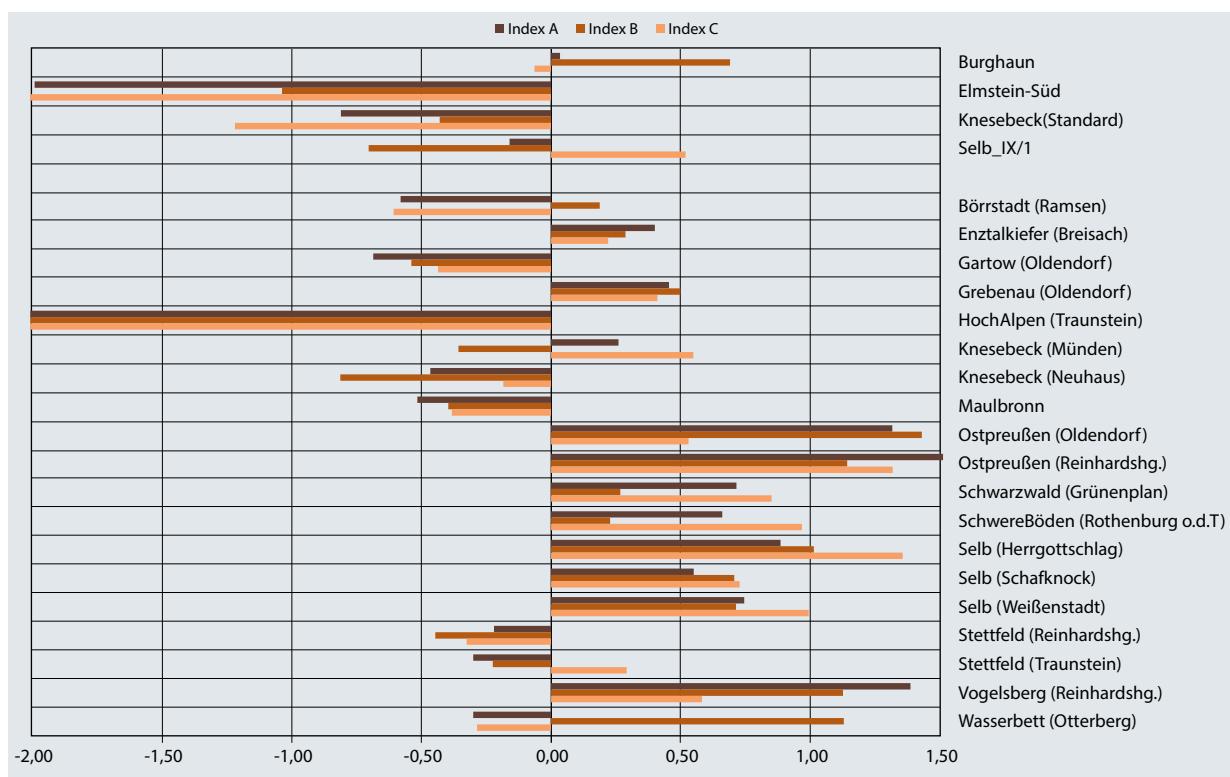
Aus Provenienzversuchen (Giertych, 1979; Giertych und Oleksyn, 1992) ist eine vielfach gegenläufige Beziehung zwischen Wuchsleistung und Qualitätsmerkmalen bekannt. In diesen Versuchen zeigte sich die hervorragende Wuchsleistung von Kiefern aus dem zentraleuropäischen Tiefland. Die für den Anbau in Mitteleuropa geeigneten Herkünfte besitzen eine enge genetische Verwandtschaft und lassen sich mit Isoenzymmarkern nicht trennen (Liesebeck, 2007).

Zwei umfangreiche Serien mit Nachkommenschaftsprüfungen von Beständen und Samenplantagen wurden 1975 im östlichen Teil Deutschlands (Kohlstock und Schneck, 1992; Schneck, 2001) und 1987 im westlichen Teil der Norddeutschen Tiefebene angelegt (Rau, 2009). In beiden Serien zeigten Nachkommenschaften vom Nordostdeutschen Tiefland bis nach Polen hin zunehmende Qualitäten. Die Stammqualität der nordeuropäischen Herkünfte und solchen aus Hügellagen ist bekannt (Mátyás et al., 2004). Umgekehrt nimmt die Wuchsleistung nach Osten hin immer mehr ab und ist ab der polnischen Ostgrenze besonders gering (Schneck, 2007). Die östliche Grenze der Verwendbarkeit von Herkünften in Mitteleuropa verläuft durch Polen. In einem rein polnischen Versuch (Kowalczyk, 2005) schnitten die nordwestpolnischen Herkünfte am besten ab, nach Osten hin wurde die Wuchsleistung schwächer.

Die in den Samenplantagen dieser Serie vorhandenen Plusbäume stammen aus dem gesamten für Mitteleuropa geeigneten Gebiet. Aber nur wenige kombinieren optimale Wuchsleistung und gute Qualität in ihren Erbanlagen. Plusbäume aus südwestlichen Regionen Deutschlands („Börstadt“, „Wasserbett“) haben wüchsige Nachkommen, die aber überwiegend schlechte Stammformen aufweisen. Etwas eingeschränkt werden muss diese Aussage durch die Leistung der beiden Plantagen mit Plusbäumen aus dem Schwarzwald. Die Nachkommenschaften der Plantage „Enzalkiefer (FA Breisach)“ und „Schwarzwald/Bayer.Wald (FA Grünenplan)“ weisen recht gute Qualitäten auf. Dafür dürfte die Herkunft der Plusbäume verantwortlich sein, denn beide Samenplantagen enthalten Plusbäume aus Enzklösterle, Bad Wildbad und Forbach (vgl. Tab. 2).

Die Samenplantagen mit Material aus Selb sind in der Qualität der Bestandesabsaat aus der gleichen Region unterlegen, sie sind aber deutlich produktiver. Umgekehrte Verhältnisse liegen bei dem Material aus Knesebeck vor. Bei Qualität sind die beiden Samenplantagen besser als der Vergleichsbestand aus der gleichen Gegend, in der Massenleistung erreichen sie nicht dessen Niveau.

Um die oft gegensätzlichen Beziehungen zwischen Qualitäts- und Leistungsparametern gerecht zu bewerten, bieten sich verschiedene Indizes aus Qualitäts- und Leistungsmerkmalen an, mit denen die Plantagenabsaaten sortiert werden können. In der Nachkommenschaftsprüfung von 1975 (Kohlstock und Schneck, 1992) wurde beispielsweise ein Index aus mehreren Merkmalen gebildet, indem Prüfgliedabweichungen vom Versuchsmittelwert mit der Streuung des Versuchsmittels standardisiert und mit merkmalsabhängigen Bewertungsfaktoren versehen wurden (Schneck, 2007). Aus dieser

**Abbildung 3**

Indizes aus t-Werten beim Vergleich von Prüfgliedwerten mit dem Serienmittel über drei Versuche.

Index A: (Volumen/ha*0,5) + (erwünschte Qualität*0,5);

Index B: (Volumen/ha*0,66) + (erwünschte Qualität*0,33);

Index C: (Stammzahl/ha + BHD + Höhe + Form 1,2 + feinästig + Formbonitur)/6

Serie konnten unter anderem vier Samenplantagen als Ausgangsmaterial für geprüftes Vermehrungsgut zugelassen werden (Schneck, 2001).

Einen anderen Ansatz verfolgte Rau (2009), der für jedes Prüfglied einen Index aus Prozentwerten im Vergleich zum Versuchsmittel bzw. zu einer Kontrollgruppe berechnete, wobei die Qualität doppelt so stark berücksichtigt wurde wie die Volumenleistung. Prozentuale Abweichungen von einer Referenzgröße, bzw. deren Mittel über mehrere Merkmale sind unabhängig von der Maß- oder Bonitureinheit, sagen aber nichts über die Bedeutung dieser Werte aus.

Für den hier verwendeten Index wurden Differenzen von Prüfgliedmittelwerten gegenüber dem jeweiligen Versuchsmittel ermittelt und standardisiert mit dem geschätzten Fehler der Mittelwertsdifferenz. Die t-Werte der im Index zusammengefassten Merkmale wurden prüfgliedweise ermittelt. Ein Index aus t-Werten von wichtigen Merkmalen ist merkmals- bzw. maßstabsunabhängig und erlaubt darüber hinaus eine Abschätzung der statistischen Relevanz. Je näher der Index der Signifikanzschwelle für t-Werte (1,96) kommt, desto gewichtiger sind die Leistungen des betreffenden Prüfgliedes zu werten.

Eindeutig ungeeignet für den Anbau in Tieflagen sind die Samenplantage „Hochalpen“ und die Bestandesabsaat „Elmstein-Süd“. Absaaten des Bestandes aus Selb besitzen eine gute Qualität und diejenigen des Bestandes aus Burghausen

eine gute Leistung. Im ersten Fall ist der qualitätsbetonte Index C, im zweiten der leistungsbezogenen Index B positiv.

Material aus der niedersächsischen Tiefebene ist an den untersuchten Standorten nur bedingt geeignet. Bei der Bestandesabsaat aus dem Forstamt Unterlüß („Knesebeck (Standard)“) und bei zwei Plantagenabsaaten „Knesebeck (Neuhaus)“ und „Gartow (Oldendorf)“ zeigen alle drei Indizes in negative Richtung. Die zweite Plantage mit Plusbäumen aus Knesebeck schneidet etwas besser ab. In einer Prüfung von 58 Beständen auf sechs Standorten (Rau, 2009) schnitten Absaaten aus Gartow und Knesebeck ebenfalls relativ schlecht ab.

Bei der Bewertung der Gesamtleistung von Prüfgliedern muss deren Herkunft in Betracht gezogen werden (Taeger et al., 2013). Die von Taeger et al. (2014) ermittelte gute Eignung lokaler Herkünfte kann in dieser Untersuchung nicht bestätigt werden. Nachkommen von einigen Samenplantagen mit Plusbäumen aus dem Hügelland sind besser an die Verhältnisse der niedersächsischen Tiefebene angepasst als Absaaten von Plusbäumen aus eben dieser Region.

Von den Plantagen des Hügellandes sind „Börrstadt (Ramsen)“, „Maulbronn“, „Wasserbett (Otterberg)“ und die beiden Plantagen mit Plusbäumen aus den Haßbergen („Stettfeld (Reinhardshagen)“, „Stettfeld (Traunstein)“) für Tieflagen nicht geeignet. In einer Versuchsserie mit Samenplantagenabsaaten auf fünf Standorten des Oberrhein-

grabens und sieben Versuchen im hessischen Mittelgebirge konnten die Plusbäume aus Stettfeld ebenfalls nicht überzeugen (Grotehusmann, 1998). Die gleichfalls in dieser hessischen Serie geprüften Plusbäume der Plantage „Ostpreußen (Reinhardshagen)“ waren bei Leistung und Qualität in beiden Anbauregionen in der Spitzengruppe vertreten. In einem kleineren, auf zwei Standorten angelegten Versuch (Rau, 1998) wuchsen Nachkommenschaften der hessischen Kiefernplantage „Stettfeld“ verhaltener als die Absaaten Plantagen mit Plusbäumen aus dem Schwarzwald, der Selber Höhenkiefer und aus Nordwest-Polen.

Die schlechte Qualität der beiden Samenplantagen mit südwestdeutschen Plusbäumen zeigte sich bereits frühzeitig (Hüller, 1992). In anderen Untersuchungen wurden schlechte Stammformen von Herkünften aus diesen Regionen ebenfalls schon früh bemerkt (Stephan und Liesebach, 1996). Qualitätskriterien könnten daher schon bald nach der Pflanzung von Nachkommenschaften erste Hinweise auf die Eignung von Samenplantagen liefern. Die Anlage von Samenplantagen ist ein zeitaufwändiger Vorgang und baldige Prüfergebnisse erleichtern die Einschätzung, ob eine Samenplantage hochwertiges Vermehrungsgut produziert und die Voraussetzungen zur Zulassung als „Ausgangsmaterial für geprüftes Vermehrungsgut“ erfüllt.

Die Zeitspanne zwischen dem Aufbau einer Samenplantage, deren Prüfung und den ersten verlässlichen Ergebnissen ist relativ lang. Einige der Plantagen waren zu Beginn der Prüfungen nach der damals geltenden Rechtslage entweder als „Ausgewähltes“ oder als „Geprüftes Vermehrungsgut“ zugelassen. Geringe Nachfrage nach deren Saatgut und der teilweise schlechte Allgemeinzustand führten dazu, dass Plantagen gerodet werden mussten. Es ist dann bedauerlich, wenn es sich dabei um Samenplantagen mit nachweislich guter genetischer Veranlagung („Selb (Herrgottschlag)“, „Selb (Weißenstadt)“ und „Ostpreußen (Reinhardshagen)“) handelt, während andere mit schwächeren Leistungen ihre Zulassung behalten und beerntet werden können.

Es wird empfohlen, die noch existierenden und bisher nicht zur Beerntung zugelassenen Samenplantagen mit guter Gesamtleistung („Grebau (Oldendorf)“, „Schwarzwald/Bayer.Wald (Grünenplan)“), bzw. die bereits als „qualifiziert“ zugelassene Samenplantage „Enztalkiefer/Breisach“ als Ausgangsmaterial für „Geprüftes Vermehrungsgut“ anzuerkennen.

Literatur

- BLE (2013) Zusammenstellung über zugelassenes Ausgangsmaterial für forstliches Vermehrungsgut in der Bundesrepublik Deutschland (Stand: 01.07.2013) – korrigierte Fassung [online]. Zu finden in http://www.ble.de/SharedDocs/Downloads/02_Kontrolle/07_SaatUndPflanzgut/Ausgangsmaterial_Zusfassg.pdf [zitiert am 21.07.2014]
- Bundeswaldinventur (2005) Bundeswaldagentur 2 (Stand: 28.04.2005) [online]. Zu finden in <[http://www.euforgen.org/uploads/tx_news/1037_Technical_guidelines_for_genetic_conservation_and_use_for_Scots_pine__Pinus_sylvestris_.pdf](http://www.bundeswaldinventur.de/enid/8954424b41e9ee31a316d547617cacb6_1c44c96277695f-70616765092d09746162656c6c652e706870093a095f-7472636964092d09323535/6l.tml?source=themen&theme=0&hr_database=&hrs_database=&K2=9999&abschicken=weiter+&Archiv_Datum=2005-04-22+13%3A52%3A58&x_coord=Gebiet&y_coord=D=K1&ZNr=10142-3100> Zitiert am 21.07.2014</p>
<p>Giertych M (1979) Summary of results on Scots pine (<i>Pinus sylvestris</i> L.) height growth in IUFRO provenance experiments. <i>Silvae Genet</i> 28:136–52</p>
<p>Giertych M, Oleksyn J (1992) Studies on genetic variation in Scots pine (<i>Pinus sylvestris</i> L.) coordinated by IUFRO. <i>Silvae Genet</i> 41:133–43</p>
<p>Grotehusmann H (1998) Geprüftes Vermehrungsgut aus Kiefern- und Erlen Samenplantagen. AFZ Wald 53:240–242</p>
<p>Hüller W (1992) Auswertung einer 11-jährigen Kiefern Samenplantagen-Nachkommenschaftsprüfung in den niedersächsischen Forstämtern Knesebeck, Rotenburg, Lüchow und Lautenthal. Hildesheim; Holzminden : Fachhochsch</p>
<p>Hüller W, Svolba J, Kleinschmit J (1995) Entwicklung von Kiefernplantagenabsaaten in Niedersachsen. Forst Holz 50:142–44</p>
<p>Kowalczyk J (2005) Scots pine breeding in Poland. In: Fedorkov A (ed) Status, monitoring and targets for breeding programs : proceedings of the Meeting of Nordic Tree Breeders and Forest Geneticists, September 13–15, 2005, Syktyvkar, Russia. Syktyvkar : Inst biologii Komi NC UrO RAN, pp 25–34</p>
<p>Kohlstock N, Schneck H (1992) Scots pine breeding (<i>Pinus sylvestris</i> L.) at Waldsieversdorf and its impact on pine management in the Northeastern German Lowland. <i>Silvae Genet</i> 41:174–80</p>
<p>Liesebach H (2007) Geographische Strukturen der genetischen Variation von <i>Pinus sylvestris</i> L. Eberswalder Forstl Schr 32:117–24</p>
<p>Mátyás C, Ackzell L, Samuel CJA (2004) EUFORGEN technical guidelines for genetic conservation and use for Scots pine (<i>Pinus sylvestris</i>) [online]. Zu finden in <a href=) [zitiert am 11.08.2014]
- Rau H-M (1998) Vermehrungsgut von Samenplantagen im Vergleich zu handelsüblichem Material. AFZ Wald 53:236–239
- Rau H-M, König A, Ruetz W, Rumpf H, Schönfelder E (2008) Ergebnisse des westdeutschen IUFRO-Küstentannen-Provenienzversuches im Alter 27, [online]. Zu finden in http://webdoc.sub.gwdg.de/univerlag/2009/NWF-VA4_kuestentanne.pdf [zitiert am 14.11.2014]
- Rau H-M (2009) Leistungen und Qualitätseigenschaften von nordwestdeutschen Kiefernbeständen (*Pinus sylvestris* L.). Mitt Forschungsanst Waldökologie Forstwirtsch 69/11:92–106
- Schneck V (2001) Informationsreihe Geprüftes Vermehrungsgut : Folge 4: Bestände und Samenplantagen von Gemeiner Kiefer. AFZ Wald 56(5):232–233
- Schneck V (2007) Wachstum von Kiefern unterschiedlicher Herkunft – Auswertung der Kiefernherkunftsversuche im nordostdeutschen Tiefland. In Eberswalder Forstl Schr 32:374–82
- Stephan BR, Liesebach M (1996) Results of the IUFRO 1982 Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) Provenance Experiment in Southwestern Germany. *Silvae Genet* 45(5–6):342–49
- Taeger S, Zang C, Liesebach M, Schneck V, Menzel A (2013) Impact of climate and drought events on the growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) provenances. *Forest Ecol Manag* 307:30–42
- Taeger S, Zang C, Liesebach M, Schneck V, Menzel A (2014). Wie reagieren verschiedene Herkünfte der Kiefer auf Trockenheit? LWF aktuell 98:44–48

Investigation of applicability of wetland biomass for producing biochar by hydrothermal carbonization (HTC)

Bassel Ibrahim*, Mathias Schlegel*, and Norbert Kanswohl*

Abstract

The production of carbonaceous materials from biomass has recently attracted much attention. The hydrothermal carbonization process (HTC) is of great importance because it can generate chars (HTCchars) that are rich in organic carbon from biomass with high water content; these chars have the potential to be used in a wide range of applications. In this review we discuss an investigation into the production of carbonaceous materials from four types of wetland biomass (reed, typha, juncus and carex) using hydrothermal carbonization. Furthermore, the influence of reaction temperatures on the carbonization process was examined by varying the temperature over a range of 180 to 230 °C. A comparison between the properties of the resulting chars was performed, focusing on elemental analysis and nitrogen adsorption. Depending on the biomass, the HTCchars were found to contain around 53 to 60 % of the carbon originally present in the biomass. There was a clear positive correlation between reaction temperature increase and the carbon proportion of the HTCchar of all variants. The atomic ratios H/C and O/C of the chars were found to be more similar to lignite than those of the raw material. The study shows that wetland biomass has great potential for the production of HTCchar.

Keywords: Hydrothermal carbonization, wetland biomass, HTC-char, BET

Zusammenfassung

Untersuchung zur Anwendbarkeit von Moorbiomasse für die Biokohleherstellung durch hydrothermale Karbonisierung (HTC)

Die Herstellung von kohlenstoffhaltigen Materialien aus Biomasse ist ein hochaktuelles Thema. Der hydrothermale Karbonisierungsprozess (HTC) ist dabei von Bedeutung, weil er HTC-Kohlen, die reich an organischem Kohlenstoff sind, aus Biomasse mit hohem Wassergehalt erzeugen kann. Diese haben das Potenzial, vielfältig eingesetzt werden zu können. In diesem Beitrag werden Untersuchungen für die Herstellung von kohlenstoffhaltigen Materialien aus vier Arten von Moorbiomasse (Schilf, Rohrkolben, Binsen und Seggen) mittels der Technik der hydrothermalen Karbonisierung vorgestellt. Neben den Biomassevarianten wurde der Einfluss der Reaktionstemperatur auf den Karbonisierungsprozess durch Variation der Temperatur im Bereich von 180 bis 230 °C geprüft. Ein Vergleich zwischen den Eigenschaften der erzeugten Kohlenvarianten wurde durchgeführt. Dies wurde mittels Elementaranalyse und Stickstoffadsorption realisiert. Es wurde festgestellt, dass die HTC-Kohlen je nach Biomasse ungefähr 53 bis 60 % des Kohlenstoffs der ursprünglichen Biomasse enthalten. Der Kohlenstoffanteil der HTC-Kohle steigt bei allen Varianten mit der Erhöhung der Reaktionstemperatur an. Die Atomverhältnisse H/C und O/C der Kohlen zeigten eine größere Ähnlichkeit zu Braunkohle als zum Ausgangsmaterial. Die Studie zeigt, dass sich die Moorbiomasse für die Herstellung von HTC-Kohle eignet.

Schlüsselworte: Hydrothermale Karbonisierung, Moorbiomasse, HTC-Kohle, BET

* Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Professur für Tierhaltung und Verfahrenstechnik, Justus-von-Liebig-Weg 8, 18059 Rostock, Germany

1 Introduction

Some properties of biomass make it unsuitable for use as energy feedstock (van der Stelt et al., 2011), in carbon sequestration or improvement of soil fertility (Libra et al., 2011). However, not only does biomass have an interesting internal structure, it also has the advantage of being available in large quantities at low cost. Therefore, pre-treatment technologies can be used to improve the properties of biomass and convert it into useful and homogenous products, more efficient energy carriers or carbon storage deposits (Pala et al., 2014). To convert biomass into materials with a higher carbon content than the original biomass different biological or thermo-chemical processes can be used (Libra et al., 2011). There are two thermo-chemical processes at low temperatures which can improve the properties of biomass: hydrothermal carbonization (HTC) and torrefaction. (Pala et al., 2014). The main difference between these two processes is the amount of water present in the biomass.

Torrefaction is restricted to biomass with low water content because of the high energy needed to dry the feedstock prior to reaction (Libra et al., 2011). Torrefaction, also called mild pyrolysis, is typically performed in an inert gas environment at temperatures ranging from 200 to 350 °C using reaction times which vary between 30 minutes and several hours (Prins et al., 2006a; 2006b).

In contrast, HTC can be used with wet biomass, which is then converted into relatively high yields of carbonaceous solids without the need for an energy-intensive drying before or during the process (Glasner et al., 2011). During HTC, the solid material is surrounded by water, which is heated up to more than 180 °C (Funke and Ziegler, 2010; Heilmann et al., 2010; Mumme et al., 2011; Schneider et al., 2011). It is considered that, under HTC conditions, water splitting plays an important role in catalyzing the reaction (Peterson et al., 2008). This means that the biomass components are less stable. Cellulose decomposes over approximately 220 °C, hemicelluloses between 180 and 200 °C, and most of the lignins between 180 and 220 °C (Bobleter, 1994; Libra et al., 2011). The reaction mechanism comprises a dehydration of the carbohydrate and polymerization of the dehydration products (e.g. 5-Hydroxymethylfurfural) to produce carbon particles with polar functional groups (Kroto et al., 1985; Schüth, 2003).

HTC chars are highly valued for many production processes. HTC is seen as a promising technology for CO₂-sequestration. HTC-char has also potential applications such as carbon fixation, water purification and energy storage (Heilmann et al., 2010; Hu et al., 2010; Rillig et al., 2010; Titirici et al., 2007).

Biomass from wetlands is generally of little use, but has great potential as a renewable energy source. Besides its use for feed and direct combustion, it can also be used as a raw material for industrial biochemistry (Wichtmann et al., 2010).

There are very few practical uses for wetland biomass, other than in HTC, which makes it of particular importance for this process. To date, there have been no other comparable investigations into wetland biomass use for HTC.

The main objective of this work is to investigate the applicability of wetland biomass for producing biochar by hydrothermal carbonization. We focus on two principal questions: Is it possible to convert this biomass into a higher value solid product such as HTC-char? How do the type of biomass and the reaction temperature affect the potential products and their properties? To examine these questions, four types of wetland biomass were considered. Results and observations obtained from product characterization will be detailed later to measure and assess the possible product applications. A key feature of this study is not only the hydrothermal treatment of wetland biomass in itself, but also the production of bio chars, which has potential value for real application on a larger scale as they are effective for pollutant sequestration.

2 Materials and methods

2.1 Materials

The wetland biomasses included in this investigation were reed, typha, juncus and carex. They were harvested from wetlands in Mecklenburg-West Pomerania, near Triebseen, in autumn 2011. The raw materials were cut, dried, milled and sieved under 4 mm size, with a water content of about 6%: their chemical composition was analyzed and is detailed later. All the materials were stored in plastic bags at room temperature until being used in the experiments.

2.2 HTC-reactor

The tests with the wetland biomasses were carried out in a stainless steel autoclave (Figure 1), which has an inner volume of 600 ml, and is hermetically sealed.

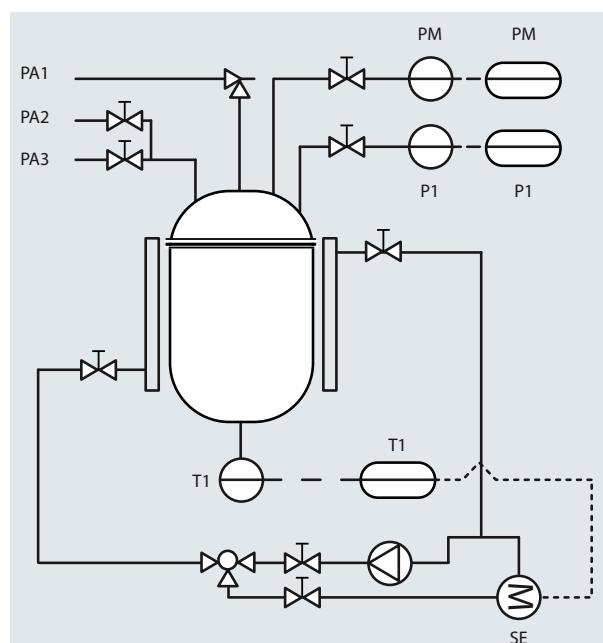


Figure 1
Schematic diagram for HTC-process

The cover is equipped with a pressure gauge (PM), a pressure sensor (P1) and a pressure relief valve (PA1), as well as gas inlet (PA2) and gas outlet (PA3). The Julabo heater (SE) is used as a heating circuit to provide the required heat in the process. The vessel has a double jacket through which hot oil, acting as heating medium, is circulated. The temperature of the medium is detected by a temperature sensor (T1) installed in the reactor vessel.

2.3 Experimental procedure

The reaction temperatures have an influence on the properties and composition of HTC-char. The series of HTC experiments as shown in Table 1 were conducted to determine the effect of the HTC-process parameters on the properties of the HTC-char. The different HTCchars are designated as follows R_n, T_n, J_n and Ca_n (n = 1,2,3,...) where n = 1 indicates the influence of 180 °C, n = 2 indicates 200 °C, etc.. The study was carried out as indicated in Table 1.

Table 1
Process parameters for the different HTC-experiments

Biomass	Biomass amount	Reaction temperature			Reaction time
	g		°C		h
Reed					
Typha					
Juncus	30	180	200	220	230
Carex					15

In each experiment the desired amount of biomass was dispersed in water with the acid catalysts, since the presence of catalysts effectively accelerates the hydrothermal carbonization. The volume of water (500 ml) and the amount of acid catalyst (here 0.5 g citric acid) were constant in all experiments.

The mixture was stirred for two hours before starting the experiment, then transferred to the reactor and sealed. It was then heated to the desired reaction temperature and left at this temperature for the designated reaction time as shown in Table 1. After this time the reactor was cooled progressively. At the end of the test a mixture of solids, liquids and gas remained in the reactor: The gas was vented and the mixture was collected.

The solid product was separated by vacuum filtration using a Buchner funnel with Whatman filter paper. The wet solid product was washed with bi-distilled water to remove the soluble intermediates deposited on the HTC-char, and then dried in an oven at 110 °C for six hours.

2.4 HTC conditions

The reactor pressure is autogenous and temperature-dependent; it was higher than the vapour pressure of water due to the formation of gaseous products during the reaction.

Compared with the heating curve using only water, the reactor pressure did not significantly exceed the steam saturation pressure before the temperature reached 210 °C, indicating the production of only small amounts of gaseous products during the preheating period. Hoekman et al. (2011) noted the same behaviour at temperatures above 200 °C. After cooling down the reactor, there was only a slight overpressure inside the vessel, suggesting that only minimal amounts of gas were generated during the HTC-process. The same observation was reported by Sevilla et al. (2011).

The internal reaction temperature and the corresponding pressure were measured and recorded during the entire test period at regular intervals of 10 minutes as shown in Figure 2.

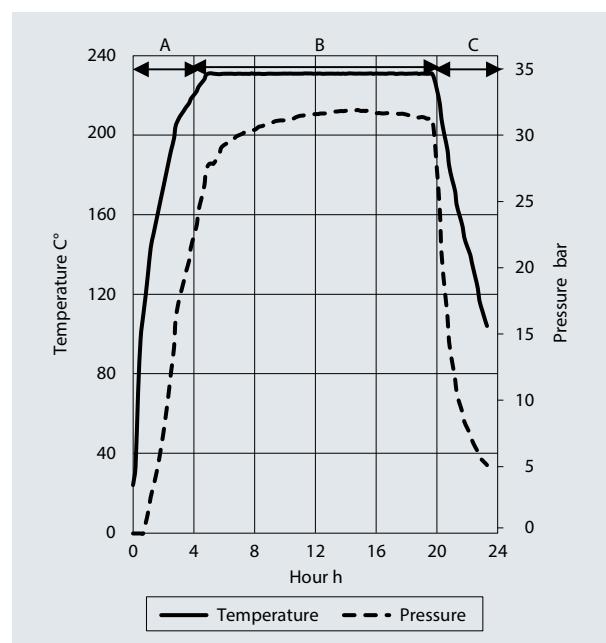


Figure 2
Temperature and pressure curves during the test period of HTC-process at 230 °C.

Figure 2 shows the approximate times for each reaction phase, the reaction time was defined as the time at the reaction temperature „B“ without heating „A“ and cooling time „C“.

2.5 Biomass and HTC-char characterization methods

The characteristics of the HTC-char were investigated with the objectives of qualitatively evaluating the carbonization process and identifying the changes in the solid material during the HTC-process, and determining the effects of the reaction severity (increasing the reaction temperature) on the properties of the HTC-char.

The specific surface area and the pore volume of the raw material and HTC-char samples were estimated using the standard Brunauer–Emmett–Teller (BET) method based on the principles of physical adsorption and desorption of nitrogen, where Accelerated Surface Area and Porosimetry analyzers

(ASAP 2010) were used for this purpose. The elemental analysis for carbon, hydrogen and nitrogen was performed using a microanalyzer (TruSpec CHNS Micro Company Leco).

The oxygen proportion was calculated from the difference of loss on ignition and the sum of organic carbon, hydrogen and nitrogen proportions (Jamari and Howse, 2012; Ramke and Blöhse, 2010). Ash content was measured according to ASTM D3172 method to determine the amount of non-combustible solid remaining after the combustion process.

H/C and O/C atomic ratios were computed for the raw material and the resulting HTC-char and analyzed using the carbonization diagram (van Krevelen, 1950).

The yield and carbon recovered were calculated according to equations 1 and 2 (Aydincak et al., 2012; Guo et al., 2008).

$$\text{Yield (\%)} = \frac{\text{mass of dried treated biomass}}{\text{mass of dried biomass}} \times 100 \quad (1)$$

$$\text{C-recovered (\%)} = \frac{\text{g biomass} \times \text{yield} \times (\text{treated biomass carbon \%})}{\text{g biomass} \times (\text{carbon content \%})} \quad (2)$$

3 Results and discussion

Table 2 lists the yields and the proportions of carbon, hydrogen, oxygen and nitrogen of the raw materials and of the HTCchars. The yield of HTC-char increases as the temperature decreases.

By decreasing the reaction temperature from 230 to 180°C there were increments in the range of 44.5 to 52%. These results are consistent with previous studies using other kinds of biomass (Hoekman et al., 2011; Yan et al., 2010).

As shown in Table 2, the highest char yields were formed from HTC of reed, while the lowest was associated with the carbonization of carex. This suggests that the yield of HTC-char also varies according to biomass type. Similar results have previously been obtained (Aydincak et al., 2012; Xiao et al., 2012). The influence of temperature was noteworthy for a second reason: the higher the temperature, the richer the carbon proportion in the HTC-chars. The HTC-chars produced at 230°C show an increase in the carbon proportion of the solid residue of up to 52 to 66 % compared with the carbon proportion in the untreated raw materials.

The HTC-process involves dehydration and decarboxylation reactions, resulting in the loss of some hydrogen and oxygen. The proportion of hydrogen lost varied only slightly with reaction severity. At the same time reductions in the oxygen proportion for the HTC-chars compared with the raw materials were observed, which means that the elemental composition (C, O, and H) of the solid materials changed markedly as the result of HTC (Dinjus et al., 2011; Xiao et al., 2012). The composition of the HTC-char is influenced by the removal of water and carbon dioxide during the HTC-process (Bergius, 1913; Funke and Ziegler, 2010; Libra et al., 2011). These variations became greater as the reaction temperature increased, which is consistent with a carbonization process (Sevilla and Fuertes, 2009b).

Table 2
Characterizations of the raw material and the HTC-chars produced

Parameter	Raw material	Materials			
		Produced carboneus product			
		Reaction temperature [°C]			
		reed	R ₁	R ₂	R ₃
Yield	%	-	58.30	51.50	41.93
C	%	43.82	52.32	56.97	63.79
H	%	5.82	4.22	4.24	4.68
N	%	0.54	0.95	1.37	1.61
O ^[a]	%	45.67	39.24	34.21	27.22
O/C ^[b]	-	0.78	0.56	0.45	0.31
H/C ^[b]	-	1.59	0.97	0.89	0.88
		typha	T ₁	T ₂	T ₃
Yield	%	-	53.40	47.40	37.80
C	%	42.74	52.69	56.73	64.08
H	%	5.58	5.45	5.03	5.29
N	%	0.78	0.46	0.72	0.88
O ^[a]	%	47.08	38.48	34.58	26.08
O/C ^[b]	-	0.82	0.55	0.46	0.31
H/C ^[b]	-	1.57	1.24	1.06	0.99
		juncus	J ₁	J ₂	J ₃
Yield	%	-	50.00	44.60	36.10
C	%	43.27	54.35	60.87	68.35
H	%	5.85	5.05	5.59	5.35
N	%	1.41	1.73	1.95	2.93
O ^[a]	%	45.23	37.72	30.31	21.86
O/C ^[b]	-	0.78	0.52	0.37	0.24
H/C ^[b]	-	1.62	1.13	1.10	0.94
		carex	Ca ₁	Ca ₂	Ca ₃
Yield	%	-	48.17	42.67	35.83
C	%	42.24	51.57	57.44	66.94
H	%	5.86	5.09	5.44	5.49
N	%	2.17	1.60	2.54	3.93
O ^[a]	%	44.09	40.89	33.67	22.22
O/C ^[b]	-	0.78	0.59	0.44	0.25
H/C ^[b]	-	1.66	1.18	1.14	0.99

^[a] Content by difference

^[b] Atomic ratio

The H/C and O/C atomic ratios for the raw materials and the resulting HTC-chars are shown in the van Krevelen diagram (Figure 3). This diagram offers a clearer view on the chemical transformation of the carbon-rich material whilst giving information about the possible reaction routes. The dotted lines indicate the dehydration process and the dashed lines represent the decarboxylation processes (Aydincak et al., 2012; Berge et al., 2011). The atomic ratios for bituminous coal and lignite coals are included for comparative purposes

(Berge et al., 2011). The starting raw materials are shown in the upper right corner of the diagram.

The HTCchars are characterized by an increased carbon proportion expressed as lower O/C and H/C atomic ratios when compared with the raw materials. These ratios decreased as reaction temperature increased, as can be seen in Table 2. In experiment conditions of 230°C for the carbonization of raw materials, a reduction of about 42 to 45% of H/C atomic ratios and about 66 to 73% of O/C atomic ratios were calculated. In general, both the H/C and O/C atomic ratios decreased when the reaction temperature was raised. As shown in Figure 3, the conversion of wetland biomass is mainly dominated by the dehydration process (lower H/C). However, there is a deviation from the diagonal line; this suggests that a side reaction (decarboxylation) occurs during HTC because a complete dehydration reaction removes water molecules from the samples. This compares to observations for the hydrothermal carbonization of glucose, cellulose and starch (Sevilla and Fuertes, 2009a; 2009b). Ruyter (1982) reported that O/C atomic ratios of 0.2 to 0.3 are indicative of low-grade coals. Figure 3 illustrates that with increased reaction severity, the HTCchars produced become increasingly similar to lignite and bituminous coal.

The pore volume and surface area of the raw materials and the HTCchars are listed in Table 3. The specific surface areas of HTCchars were 5 to 10 times greater than the raw materials.

Additionally, there was 5 to 26 fold increase in the measured pore volume after HTC indicating that the HTCchars have higher specific surface areas, from which we can conclude that there was a significant increase in the quantity of nitrogen gas adsorbed.

Table 3

Surface area, pore volume and C-recovered of the raw materials and their HTCchars

	BET surface area m ² /g	Pore volume cm ³ /g	C-recovered %
Reed	2.31	0.0048	
R ₄	24.66	0.1247	61.40
Typha	2.29	0.0041	
T ₄	18.69	0.0862	55.20
Juncus	1.57	0.0034	
J ₄	8.61	0.0191	55.57
Carex	2.26	0.0037	
Ca ₄	11.58	0.0541	53.30

The highest carbon recovered (in %) was found in the HTC of reed. It can be seen that the recovered carbon in the

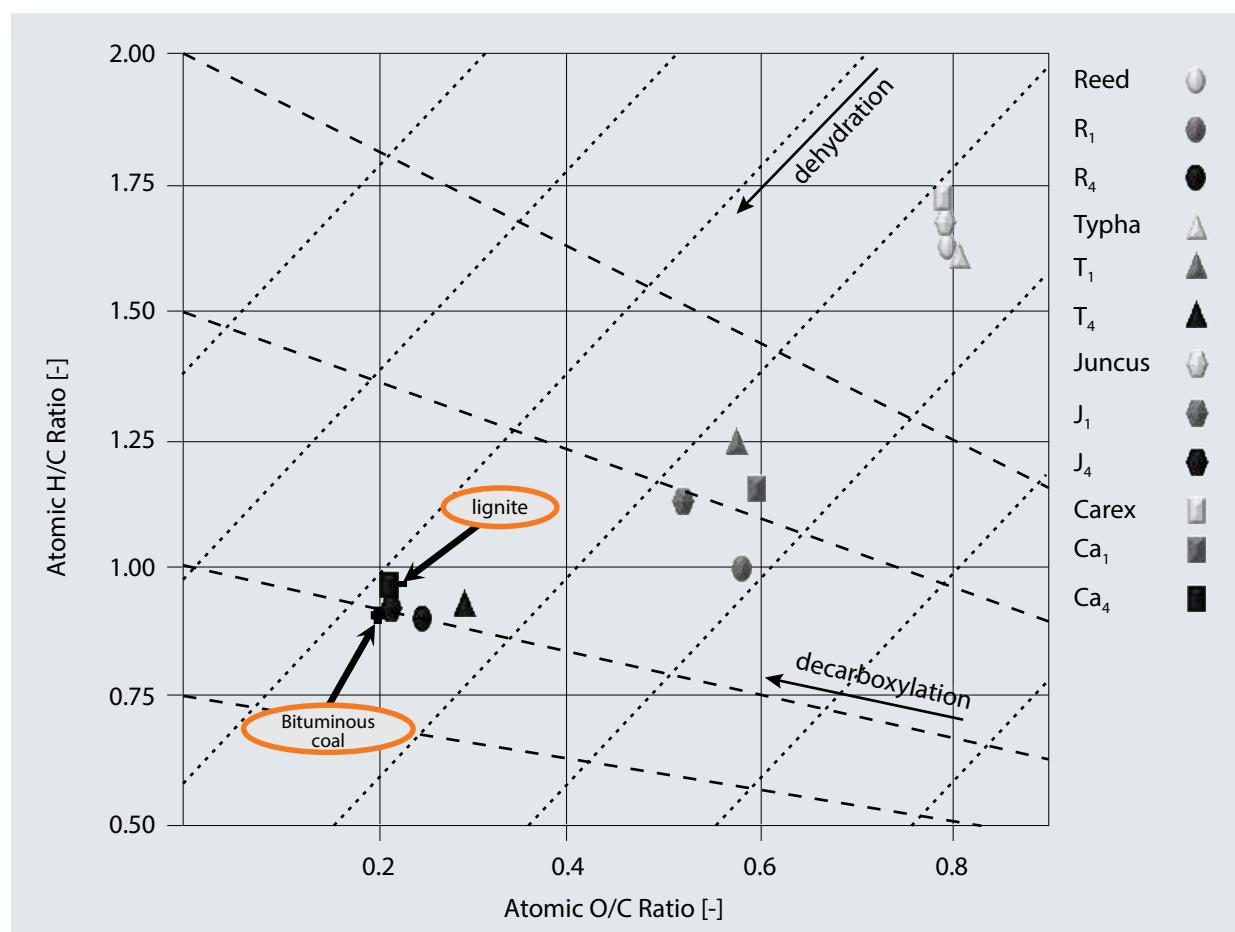


Figure 3:

H/C and O/C atomic ratios of the feedstocks and chars resulting from HTC

HTCchars (Table 3) ranged from 53.30% to 61.40% indicating that a large portion of the carbon in the biomass was stored. A similar observation was reported by Xiao et al. (2012).

4 Conclusion

The underlying motivation for using HTC is a move towards using more sustainable technologies to produce a variety of high-value carbonaceous material from widespread but little used biomass. In this study, a solid carbonaceous residue (HTC-char) was produced by the hydrothermal carbonization of wetland biomass under mild conditions (in an aqueous medium at >180°C). The HTCchars obtained were carbon rich and chemically similar to lignite or bituminous coal, depending on the reaction temperature. The HTC-process decomposed the raw materials and produced products with greater carbon content. The HTC-processes showed, in the experiment conditions specified, that temperature is a significant parameter affecting the yield and characteristics of the produced HTCchars. The coal-like solid particles produced can be used as fuels. Alternatively they are suitable for adsorption purposes because of their structure. The carbon proportion of the HTC-char increased with the increment of the reaction temperature, while the amount of oxygen elements decreased steadily indicating the elimination of this element during the HTC-process; the hydrogen proportion varied only slightly with reaction severity.

A feasibility analysis of char use as adsorbents for pollutant removal in order to develop an additional value for these products, and the effect of HTC-process parameters on the pollutant removal performance of the HTCchars will be presented in another study. The results of this work both in terms of hydrochar yield and hydrochar properties showed not only an corroboration of the results of other publications, but they also showed the applicability of the wetland biomass for producing hydrochar, and that HTC represents an effective way to obtain a carbonaceous material with relatively robust characteristics. The results presented here firmly support further investigation of biomass to exploit its potential.

References

- Aydincak K, Yumak T, Sinag A, Esen B (2012) Synthesis and characterization of carbonaceous materials from saccharides (glucose and lactose) and two waste biomasses by hydrothermal carbonization. Ind Eng Chem Res 51:9145-9152
- Berge ND, Ro KS, Mao J, Flora JRV, Chappell MA, Bae S (2011) Hydrothermal carbonization of municipal waste streams. Environ Sci Technol 45(13):5696-5703
- Bergius F (1913) Die Anwendung hoher Drucke bei chemischen Vorgängen und eine Nachbildung des Entstehungsprozesses der Steinkohle, Halle Saale : Knapp, 58 p
- Bobleter O (1994) Hydrothermal degradation of polymers derived from plants. Prog Polym Sci 19:797-841
- Dinjus E, Kruse A, Tröger N (2011) Hydrothermal carbonization : 1. Influence of lignin in lignocelluloses. Chem Eng Technol 34:2037-2043
- Funke A, Ziegler F (2010) Hydrothermal carbonization of biomass : a summary and discussion of chemical mechanisms for process engineering. Biofuels Bioprod Bioref 4:160-177
- Glasner C, Deerberg G, Lyko H (2011) Hydrothermale Carbonisierung : ein Überblick. Chem Ing Techn 83:1932-1943
- Guo S, Wu L, Wang C, Li J, Yang Z (2008) Direct conversion of sunflower shells to alkanes and aromatic compounds. Energy Fuels 22:3517-3522
- Heilmann SM, Davis HT, Jader LR, Lefebvre PA, Sadowsky MJ, Schendel FJ, von Keitz MG, Valentas KJ (2010) Hydrothermal carbonization of microalgae. Biomass Bioenergy 34:875-882
- Hoekman SK, Broch A, Robbins C (2011) Hydrothermal carbonization (HTC) of lignocellulosic biomass. Energy Fuels 25:1802-1810
- Hu B, Wang K, Wu L, Yu SH, Antonietti M, Titirici MM (2010) Engineering carbon materials from the hydrothermal carbonization process of biomass. Adv Mater 22(7):813-828
- Jamari SS, Howse JR (2012) The effect of the hydrothermal carbonization process on palm oil empty fruit bunch. Biomass Bioenergy 47:82-90
- Kroto HW, Heath JR, O'Brien SC, Curl RF, Smalley REC (1985) C 60 : Buckminsterfullerene. Nature 318:162-163
- Libra JA, Ro KS, Kammann C, Funke A, Berge ND, Neubauer Y, Titirici MM, Füchner C, Bens O, Kern J, Emmerich KH (2011) Hydrothermal carbonization of biomass residuals : a comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis. Biofuels 2:71-106
- Mumme J, Eckervogt L, Pielert J, Diakité M, Rupp F, Kern Jr (2011) Hydrothermal carbonization of anaerobically digested maize silage. Biores Technol 102:9255-9260
- Pala M, Kantarli IC, Buyukisik HB, Yanik J (2014) Hydrothermal carbonization and torrefaction of grape pomace : a comparative evaluation. Bioresour Technol 161:255-262
- Peterson AA, Vogel F, Rachance RP, Froeling M, Antal MJ, Tester JW (2008) Thermochemical biofuel production in hydrothermal media : a review of sub- and supercritical water technology. Energy Environ Sci 1:32-65
- Prins MJ, Ptasinski KJ, Janssen JJGF (2006a) More efficient biomass gasification via torrefaction. Energy 31:3458-3470
- Prins MJ, Ptasinski KJ, Janssen JJGF (2006b) Torrefaction of wood : part 1: Weight loss kinetics, part 2: Analysis of products. J Anal Appl Pyrolysis 77:28-40
- Ramke HG, Blöhse D (2010) Analytik von Biokohle aus hydrothermaler Carbonisierung von Biomasse [online]. To be found at <http://www.hs-owl.de/fb8/fachgebiete/abfallwirtschaft/pdf/Essen_2010_Beitrag_Internet.pdf> [quoted 05.06.2014]
- Rillig MC, Wagner M, Salem M, Antunes PM, George C, Ramke HG, Titirici MM, Antonietti M (2010) Material derived from hydrothermal carbonization : effects on plant growth and arbuscular mycorrhiza. Appl Soil Ecol 45:238-242
- Ruyter HP (1982) Coalification model. Fuel 61:1182-1187
- Schneider F, Escala M, Supawittayayothin K, Tippayawong N (2011) Characterization of biochar from hydrothermal carbonization of bamboo. Int J Energy Environ 2:647-652
- Schüth F (2003) Endo- and exotemplating to create high-surface-area inorganic materials. Angew Chem Int Ed 42:3604-3622
- Sevilla M, Fuertes AB (2009a) The production of carbon materials by hydrothermal carbonization of cellulose. Carbon 47(9):2281-2289
- Sevilla M, Fuertes AB (2009b) Chemical and structural properties of carbonaceous products obtained by hydrothermal carbonization of saccharides. Chem - Eur J 15:4195-4203
- Sevilla M, Macia-Agullo JA, Fuertes AB (2011) Hydrothermal carbonization of biomass as a route for the sequestration of CO₂ : chemical and structural properties of the carbonized products. Biomass Bioenergy 35:3152-3159
- Titirici MM, Thomas A, Yu SH, Muller JO, Antonietti M (2007) A direct synthesis of mesoporous carbons with bicontinuous pore morphology from crude plant material by hydrothermal carbonization. Chem Mater 19(17):4205-4212
- van der Stelt MJC, Gerhauser H, Kiel JHA, Ptasinski KJ (2011) Biomass upgrading by torrefaction for the production of biofuels : a review. Biomass Bioenergy 35(9):3748-3762
- van Krevelen D W (1950) Graphical statistical method for the study of structure and reaction processes of coal. Fuel 29:269-284
- Wichtmann W, Tanneberger F, Wichmann S, Joosten H (2010) Paludiculture is paludifuture : climate, biodiversity and economic benefits from agriculture and forestry on rewetted wetland. Peatlands International (1):48-51
- Xiao LP, Shi ZJ, Xu F, Sun RC (2012) Hydrothermal carbonization of lignocellulosic biomass : chemical and structural properties of the carbonized products. Biores Technol 118:619-623
- Yan W, Hastings JT, Acharjee TC, Coronella CJ, Vasquez VR (2010) Mass and energy balances of wet torrefaction of lignocellulosic biomass. Energy Fuels 24:4738-4742

Inhalt · Content

- Martin Banse, Franziska Junker, Anne Gerdien Prins , Elke Stehfest, Andrzej Tabeau, Geert Woltjer, and Hans van Meijl
Global impact of multinational biofuel mandates on land use, feedstock prices, international trade and land use greenhouse gas emissions
Einfluss weltweiter Biokraftstoffpolitiken auf Landnutzung, Agrarpreise, internationalen Handel und
- 59 landnutzungsbedingte Treibhausgasemissionen
- Ralf Kätsel, Thomas Kamp, Aki Michael Höltken, Frank Becker, Helmut Josef Riederer und Jens Schröder
Die Vorkommen der Flaum-Eiche und ihrer Hybriden nördlich der Alpen
73 Populations of Pubescent Oak (*Quercus pubescens* Willd.) and its hybrids north of the Alps
- Marek Schildbach
Untersuchungen zur abiotischen Resistenz von Pappeln
85 Analysis of abiotic resistance of poplars
- Martin Hofmann
Dienende Baumart mit Potenzial nach oben? Ergebnisse eines Hainbuchen-Herkunftsversuches in Niedersachsen
99 Hornbeam-accompanying tree species with perspective? Results of a provenance trial in Lower Saxony
- Helmut Grotehusmann
Prüfung von 25 jährigen Absaaten aus Kiefern-Samenplantagen
107 Test of Norway spruce seed orchard progenies at age 25
- Bassel Ibrahim, Mathias Schlegel, and Norbert Kanswohl
Investigation of applicability of wetland biomass for producing biochar by hydrothermal carbonization (HTC)
Untersuchung zur Anwendbarkeit von Moorbiomasse für die Biokohleherstellung durch hydrothermale
- 119 Karbonisierung (HTC)

Landbauforschung
*Applied Agricultural
and Forestry Research*

Vol. 64

No. 2 · 06.2014

Herausgeber · Editor
Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

Preis · Price 8 €

ISSN 0458-6859