

Fast-growing, straight-trunked black locust

Schnellwüchsige, geradschaftige Robinien

Georg Kindermann

9. November 2025

Summary

The black locust (*Robinia*) copes relatively well with dry sites. However, many varieties develop trunks of inferior quality and are therefore mostly suitable only as firewood. Since the 1930s at the latest, black locusts have been selectively bred for straight growth, rapid development, and good drought resistance. Today, there are more than ten varieties that possess these traits. However, only a few of them are available in Austria. To gain practical experience and allow a comparative assessment of the new varieties, a small-scale trial was conducted in which three varieties purchased in Austria and five in Hungary were planted at three different sites in Austria.

Zusammenfassung

Die Robinie ist sehr tolerant gegenüber trockenen Standorten. Viele Sorten entwickeln jedoch einen Stamm von minderer Qualität und eignen sich daher meist nur als Brennholz. Spätestens seit den 1930er-Jahren werden Robinien gezielt auf geraden Wuchs, schnelles Wachstum und Trockenresistenz gezüchtet. Heute existieren mehr als zehn Sorten, die diese Eigenschaften erfüllen. In Österreich sind jedoch nur wenige davon erhältlich. Um praktische Erfahrungen zu sammeln und einen vergleichenden Eindruck der neuen Sorten zu ermöglichen, wurden im Rahmen eines Kleinstversuchs drei in Österreich und fünf in Ungarn gekaufte Sorten an drei Standorten in Österreich gepflanzt.

Contents / Inhaltsverzeichnis		6	Influence on Site Factors	10	
English		6.1	Nutrient Balance and Soil Reaction	10	
		6.2	Humus or Soil Carbon	11	
		6.3	Soil Physical Changes	11	
1	Introduction	3	7	Browsing	12
2	Climate-Adaptive Forest Management	3	8	Distribution	12
2.1	Vegetative Regeneration	3	8.1	Current and Future Distribution in Europe . .	12
2.2	Pioneer and Sprouting Tree Species	3	8.2	Drought Tolerance and Water Use	13
2.3	Comparison of Root Suckering and Coppicing from Stumps	4	8.3	Impact on Water Balance	13
2.4	Black Locust in Coppice Forestry	4	8.4	Photosynthesis and Light Requirements	13
2.5	Spread, Site Dynamics, and Ecological Interactions	4	9	History	14
3	Non-native Tree Species	5	9.1	Until the Ice Age	14
3.1	Legal Status of Non-native Species	5	9.2	First Written Records	14
3.2	Legal Protection of Individual Tree Species . .	5	9.3	Selection and Breeding	15
3.3	Criteria for Listing Invasive Species	5	9.3.1	Propagation	15
3.4	Example of a Legal Change	5	9.3.2	Honey Production	15
3.5	Strategies for Risk Minimization	6	9.3.3	Early Beginnings	16
3.6	Control of Abundance and Distribution	6	9.3.4	Shipmast Locust	16
4	Statements on Black Locust and Their Original Sources	6	9.3.5	Selection in North America	18
5	Biodiversity and Mixed Forests	8	9.3.6	Modern Breeding in Hungary	18
5.1	Light Ecology and Vegetation Structure	8	9.3.7	Selection in Other Countries	20
5.2	Species Diversity and Succession	8	9.3.8	Comparative Plantations	20
5.3	Interactions with Other Tree Species	9	9.3.9	Austria	21
			9.3.10	Selection of Varieties	22
			9.3.11	Breeding Objectives	22
			10	Comparative Planting	23
			10.1	Experimental Plots and Initial Situation	23
			10.2	Wood Utilization	23

10.3	Mixed Stands and Compatibility	24	9.3.9	Österreich	51
10.4	Expected Findings	24	9.3.10	Sortenwahl	52
10.5	Pruning at Planting	25	9.3.11	Züchtungsziele	53
10.6	Treatment	25			
10.7	Costs	26	10 Vergleichspflanzung		54
10.8	Planting Procedure	27	10.1	Versuchsflächen und Ausgangssituation	54
Acknowledgments and Outlook		27	10.2	Holznutzung	54
Deutsch		28	10.3	Mischbestände und Kompatibilität	56
1 Einleitung		28	10.4	Erwartete Erkenntnisse	56
2 Klimawandelangepasste Waldbewirtschaftung		28	10.5	Rückschnitt bei der Pflanzung	57
2.1	Vegetative Verjüngung	28	10.6	Behandlung	59
2.2	Pionier- und Ausschlagbaumart	29	10.7	Kosten	60
2.3	Vergleich von Wurzelbrut und Stockausschlag	29	10.8	Durchführung der Pflanzung	60
2.4	Robinie in der Niederwaldbewirtschaftung . .	29	Dank und Ausblick		60
2.5	Ausbreitung, Standortdynamik und ökologi- sche Wechselwirkungen	29	Literatur / Literature		62
3 Gebietsfremde Baumart		30			
3.1	Rechtlicher Status gebietsfremder Arten	30			
3.2	Rechtlicher Schutz einzelner Baumarten	30			
3.3	Kriterien für die Listung invasiver Arten	30			
3.4	Beispiel einer Rechtsänderung	31			
3.5	Strategien zur Risikominimierung	31			
3.6	Steuerung von Abundanz und Verbreitung . .	31			
4 Aussagen zur Robinie und deren Originalquellen		32			
5 Biodiversität und Mischwälder		34			
5.1	Lichtökologie und Vegetationsstruktur	34			
5.2	Artenvielfalt und Sukzession	34			
5.3	Wechselwirkungen mit anderen Baumarten . .	35			
6 Einfluss auf Standortfaktoren		37			
6.1	Nährstoffhaushalt und Bodenreaktion	37			
6.2	Humus bzw. Bodenkohlenstoff	38			
6.3	Bodenphysikalische Veränderungen	39			
7 Verbiss		39			
8 Verbreitung		40			
8.1	Aktuelle und zukünftige Verbreitung in Europa	40			
8.2	Trockenheitstoleranz und Wassernutzung . . .	42			
8.3	Einfluss auf Wasserhaushalt	42			
8.4	Photosynthese und Lichtansprüche	43			
9 Geschichte		43			
9.1	Bis zur Eiszeit	43			
9.2	Erste schriftliche Erwähnungen	44			
9.3	Selektion und Züchtung	45			
9.3.1	Vermehrung	45			
9.3.2	Honig	45			
9.3.3	Erste Anfänge	46			
9.3.4	Schiffsmast-Robinie	46			
9.3.5	Selektion in Nordamerika	48			
9.3.6	Moderne Züchtung in Ungarn	49			
9.3.7	Selektion in weiteren Ländern	50			
9.3.8	Vergleichsanbauten	51			

1 Introduction

Increasing climate warming poses major challenges for forestry. Even for tree species that are fundamentally capable of coping with difficult site conditions, their natural regeneration via seed or reforestation can present significant problems. In such cases, vegetative regeneration through coppicing and especially root suckering can play an important role in stand regeneration.

However, vegetative regeneration can only contribute if tree species capable of vegetative reproduction are already present in the stand. If such species are not sufficiently represented, they should be introduced under the currently still relatively favorable site conditions, as their successful establishment is likely to become increasingly difficult with continued climate change.

In this context, black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) is considered a promising tree species. It combines high drought resistance with a strong capacity for vegetative propagation, particularly through root suckers. This enables it to establish efficiently and extensively even on sites that are unfavorable for natural regeneration. Unlike coppicing, root suckering largely preserves both the repeated regeneration capacity and the growth performance over multiple generations. This significantly reduces dependence on generative regeneration.

Additionally, Robinia is capable of fixing atmospheric nitrogen, thereby increasing both the stand's productivity and the soil's humus content at a wide range of sites. Its intensive root system helps retain nutrients by preventing leaching and makes nutrients that are less available accessible. Moreover, it promotes earthworm density, which, in combination with its rooting activity, leads to soil loosening. A high humus content and porous soil improve water retention capacity, which is especially advantageous in dry regions, not only for Robinia itself, but also for other tree species growing in mixture with it.

Many of the Robinia trees growing in Central Europe have a crooked form, limiting their use mostly to firewood. However, reports of very tall and straight-growing Robinia in its native range date back to the late 18th century. For about 100 years, selective breeding for straight growth has been practiced. Some of these cultivated varieties also have few or very small thorns. Today, varieties with absolutely straight growth exist. Since Robinia wood is the most durable among tree species growing in Central European forests, high-quality Robinia timber can serve as a sustainable alternative to tropical hardwoods for demanding outdoor applications.

2 Climate-Adaptive Forest Management

Black locust is considered a drought-tolerant tree species that, due to its ability to produce root suckers, can regenerate well even on challenging sites. In coppice forestry, it can be used with longer rotation periods compared to regeneration from stool shoots. From an ecological perspective, it requires a differentiated view: on the one hand, it improves nutrient-poor sites through nitrogen fixation; on the other hand, it can outcompete weaker species. Its use should therefore be targeted and adapted to the surrounding habitats.

In light of changing climate conditions, the question of which tree species can reliably establish and maintain stands under increasingly dry conditions is gaining importance. Particularly valuable are species that can tolerate drought and also possess alternative regeneration strategies. In this context, black locust appears promising. Although not native, it is a tree species that has successfully established in many regions, combining pronounced drought resistance with a high capacity for vegetative propagation via root suckers.

2.1 Vegetative Regeneration

On sites where precipitation is already a limiting factor, increasing drought and heat are progressively restricting both the range of economically viable silvicultural options and the selection of suitable tree species.

Among the native principal stand-forming tree species, Scots pine (*Pinus sylvestris*), black pine (*Pinus nigra*), and various oak species are most commonly considered. The native oaks can generally be ranked in terms of drought resistance as follows: pedunculate oak (*Quercus robur*), sessile oak (*Quercus petraea*), Turkey oak (*Quercus cerris*), and downy oak (*Quercus pubescens*). Unfortunately, timber quality tends to decrease along this ranking. The wood of Turkey oak, for instance, is not suitable for barrel production due to its large pores, which make it non-watertight; additionally, its sapwood is wider. High-quality downy oak stems are rare. However, recent breeding efforts and hybridizations with other oak species have produced trees that are both drought-tolerant and capable of developing straight trunks.

As long as there are regional tree species from lower elevations available, it seems reasonable, given climate change, to use these in higher elevation zones. However, in the lowest elevation zones, some tend to consider tree species from more southern or equatorial regions. Although temperatures there are indeed higher, factors such as solar radiation and day length differ significantly. Plants may have adapted to these conditions, for example in terms of bud break timing (Phillips, 1941), which can influence growth (Jester and Kramer, 1939). At the same latitude, higher summer temperatures can be found in more continental regions.

2.2 Pioneer and Sprouting Tree Species

On marginal sites where natural regeneration is difficult, vegetative regeneration methods are becoming increasingly important compared to generative ones. In high-altitude areas, spruce can regenerate via layering. According to Boring and Swank (1984a), nitrogen-fixing species play a key role in primary succession. In alpine regions, sea buckthorn (*Hippophae rhamnoides*) and green alder (*Alnus alnobetula* or *Alnus viridis*) are examples of this. In softwood floodplain forests, poplar and willow frequently regenerate via root suckers.

As drought increases, regeneration becomes more difficult, potentially causing a shift in silvicultural systems from high forest to coppice-with-standards and eventually to coppice. This transition favors tree species with strong sprouting ability. From a forestry perspective, in addition to regeneration via

stool shoots, the ability to form root suckers on sites unfavorable to regeneration is highly desirable, as the shoots are not restricted to a quality-reducing stump and are typically distributed more densely and evenly across the site.

According to Nicolescu et al. (2019), black locust can produce up to 50 000 root suckers per hectare, enabling the regeneration area to be fully covered again within 1–2 years.

2.3 Comparison of Root Suckering and Coppicing from Stumps

Coppicing from stumps (stool shoots) shows a significant decline in growth performance and sprouting ability after about three rotations. Therefore, even in silvicultural systems that rely on vegetative regeneration, generative regeneration via seed remains essential.

Over the same time span, more generative regeneration may actually be required in coppice forests than in high forests. Assuming that both silvicultural systems require the same initial number of stems during the regeneration phase, and that the rotation period for high forest is 180 years while that of coppice is 30 years, the following emerges: if coppice is regenerated generatively after three rotations (i.e., after 90 years), then over a 180-year period, the high forest requires one generative regeneration, while the coppice forest requires two. From this perspective, coppicing may even exacerbate the already difficult regeneration situation.

Its advantage, however, lies in the fact that if generative regeneration fails after harvesting, the vegetative shoots alone can restore canopy closure. Generative regeneration can then be postponed until the next or even the subsequent rotation.

While growth performance and resprouting capacity decline with each successive harvest in coppice from stumps, root suckers show little to none of these negative effects. The ability to produce root suckers typically remains intact for a long time, depending on the species.

Among native tree species, those with sufficient root suckering ability include aspen (*Populus tremula*), grey alder (*Alnus incana*), elm (*Ulmus* spp.), field maple (*Acer campestre*), wild cherry (*Prunus avium*), and other wild fruit species. Among non-native species, black locust and tree of heaven (*Ailanthus altissima*) are notable for their prolific root suckering.

2.4 Black Locust in Coppice Forestry

In black locust, effective regeneration via root suckers is possible even at an advanced stand age. Unlike coppicing from stumps, where new shoots emerge only from the stump, root suckers can develop along horizontal roots at a considerable distance from the parent tree.

In long rotation periods, the number of stems in the overstory decreases significantly. If regeneration were to rely solely on stump sprouting, the resulting shoots would be widely spaced, delaying canopy closure. Among other reasons, this is why a short rotation period is usually chosen when regeneration occurs through coppice shoots. In contrast, regeneration via root suckers allows for dense and evenly distributed natural regeneration, even with a low number of overstory stems. This makes black locust well suited for vegetative regeneration in stands with long rotation periods.

According to Iski et al. (2019), the stem quality of repeated coppice shoots tends to decline over time. In contrast, Rédei, Csiha, Keserű, Végh, et al. (2011) found no differences in either stem quality or growth performance between regeneration from seed and from root suckers. The growth of black locust stands established from root suckers shows multiple peaks: the first at ages 3–5, another at 9–12, and a third around 15 years, the latter due to increased mortality.

After harvesting, canopy closure in coppice stands is typically restored much faster than in high forest systems. This is sometimes interpreted as evidence of higher productivity in coppice systems. However, this overlooks the fact that coppice areas are cleared more frequently and at shorter intervals than high forests. Thus, a higher productivity of coppice compared to high forest should not be expected.

2.5 Spread, Site Dynamics, and Ecological Interactions

The ability to reproduce via root suckers is also one of the reasons why non-native tree species are often considered to have invasive potential. This trait allows them to colonize habitats such as dry grasslands more readily than many native species. Interestingly, even on dry grasslands, the durability of black locust wood appears to be appreciated, within the national park, for instance, it is used as rustic posts (Fig. 1).

This raises the legitimate question of how such dry grassland communities originated. At times, it will become evident that they were initiated by past deforestation, occasionally involving slash-and-burn techniques. What followed was erosion, sod-cutting, and grazing, for example by sheep and goats.

After land use was abandoned, natural succession typically began, initially involving native shrubs such as blackthorn (*Prunus spinosa*), hawthorn (*Crataegus monogyna*), dog rose (*Rosa canina*), buckthorn (*Rhamnus cathartica*), privet (*Ligustrum vulgare*), barberry (*Berberis vulgaris*), fly honeysuckle (*Lonicera xylosteum*), broom (*Cytisus scoparius*), bilberry (*Vaccinium myrtillus*), cornelian cherry (*Cornus mas*), or dogwood (*Cornus sanguinea*). Eventually, these sites would develop into forests dominated by sessile oak, pedunculate oak, Turkey oak, downy oak, hornbeam (*Carpinus betulus*), field maple, birch (*Betula pendula*), Scots pine, black pine, or small-leaved lime (*Tilia cordata*), a natural progression.

This can be illustrated by an area on the small Perchtoldsdorf Heath, which was fenced off as a natural monument in 1940 and has since been virtually ungrazed, left to develop naturally (Rosenkranz, 1953a). In 1952, a steppe fire occurred, after which, alongside dry grassland species, pines also established (Rosenkranz, 1953b). I have known this site since the 1980s, when it had already largely transformed into a forest of black pine and oak. That everything is constantly changing has long been understood. Already in antiquity, this was aptly expressed with the well-known phrase “Pánta rheî” (everything flows).

Currently, there is growing evidence that dry habitats are becoming increasingly common in Austria as well. Forests, particularly in the Pannonian-Illyrian region, are expected to experience significant declines in growth performance and timber volume, along with a marked increase in regeneration challenges.

An additional aspect of black locust is its symbiosis with nitrogen-fixing bacteria. This enables it to enrich the soil with nitrogen, which generally enhances site productivity. The improved conditions facilitate the establishment of further plant species, which can gradually displace the less competitive species that are typical of dry grassland communities.

Native species such as bird's-foot trefoil (*Lotus corniculatus*), kidney vetch (*Anthyllis vulneraria*), horseshoe vetch (*Hippocrepis comosa*), sickle alfalfa (*Medicago falcata*), black medick (*Medicago lupulina*), or meadow vetchling (*Lathyrus pratensis*) are typical companion species of dry grasslands. Like black locust, they are capable of fixing atmospheric nitrogen and thus contribute significantly to the nitrogen supply of nutrient-poor sites.

Other native legumes, such as common broom (*Cytisus scoparius*), spring vetchling (*Lathyrus vernus*), or sainfoin (*Onobrychis viciifolia*), typically appear at later stages of natural succession and may, in the long term, displace the characteristic dry grassland communities.

3 Non-native Tree Species

The legal classification of non-native tree species significantly influences their forestry use. Species such as the tree of heaven are currently strictly regulated within the EU. Legal reforms may alter existing management options and, in some cases, entail mandatory control measures. To enable long-term and reliable forestry planning, the use of established stands should, at minimum, be legally secured until the final harvest age.

Although some dry grasslands have no natural origin, their preservation, particularly in regions with few habitats unaffected by humans, as well as that of gravel pits, brick ponds, or quarries, whose anthropogenic origins are evident, is considered justified due to their unique site conditions.

Against this background, the following section addresses the management of non-native tree species, especially black locust, taking into account legal and ecological aspects.

3.1 Legal Status of Non-native Species

Several non-native species are already subject to strict legal restrictions in Austria, including the tree of heaven (*Ailanthus altissima*), which is listed in the EU Regulation on invasive alien species (Europäische Kommission, Generaldirektion Umwelt, 2019; Europäisches Parlament, Rat der Europäischen Union, 2014). This list is intended to be reviewed and updated at least every six years. Following the amendment of the Austrian Forestry Act, the tree of heaven was removed from the list of permitted woody plants in the annex. As a result, it no longer formally meets the legal criteria to be considered forest under the Forestry Act. In mixed stands, the tree of heaven is not regarded as a tree within the meaning of the forestry law definition of forest, since it is no longer recognized as a legally approved woody species. Consequently, a legally required minimum canopy cover by the other tree species listed in the annex must be fulfilled.

3.2 Legal Protection of Individual Tree Species

Conversely, there is also the possibility that tree species are legally protected, as is the case for the yew (*Taxus baccata*) in Lower Austria (Niederösterreichischer Landtag, 2000; Niederösterreichische Landesregierung, 2005). There, the yew is classified as vulnerable to picking. Contemporary and sustainable commercial, agricultural, and forestry use is not prohibited. Nevertheless, this can lead to uncertainty, which might cause some to hesitate in promoting and utilizing the yew.

3.3 Criteria for Listing Invasive Species

Listed species must: be non-native; be capable of spreading; have adverse impacts on biodiversity, ecosystem services, human health, or the economy; it must be demonstrated that coordinated measures are necessary to prevent their introduction, establishment, or spread; and it must be likely that the adverse impacts can actually be prevented, minimized, or mitigated.

Listed species shall not be intentionally introduced, kept, or bred within the territory of the Union; transported into, out of, or within the Union; placed on the market; or released into the environment; nor used or exchanged.

Additionally, appropriate management measures are developed, aiming to minimize the impacts of these species on biodiversity and associated ecosystem services as well as, where applicable, on human health or the economy. Furthermore, affected, damaged, or destroyed ecosystems should be restored.

Exemptions apply to species in regions at the outermost limits of Union-wide relevance, for which these species still must be listed. Such exemptions mainly apply to geographically isolated outermost regions of the EU, which are unlikely to affect Austria. Furthermore, exemptions can be granted for facilities conducting research and ex-situ conservation. In exceptional cases, authorizations may be issued. Additionally, Member States may list species significant for them and adopt differing measures.

Legally mandated measures may require landowners to control species at their own expense, even if they never introduced them, as is the case with ragweed in Burgenland (Burgenländischer Landtag, 2021).

3.4 Example of a Legal Change

In Germany, the use of black locust within agroforestry systems has been excluded from receiving CAP direct payments (Common Agricultural Policy of the European Union) since 2022. The use of black locust for newly established short-rotation coppice stands has also been prohibited since January 1, 2022. Short-rotation coppice stands established with black locust before this cutoff date are not affected by this regulation (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 2022). Their existence remains unaffected, and there is neither cause nor obligation to remove or convert these stands. The restriction applies exclusively to areas for which CAP direct payments are claimed. Other legal requirements may apply to non-subsidized areas.

3.5 Strategies for Risk Minimization

Legal frameworks can change. Those who want to minimize their risk from this perspective should preferably introduce selected black locust varieties only where black locust already exists. On the other hand, in the face of massive site changes, such as the already ongoing and expected future temperature increases, the establishment of currently non-native species must be expected.

Commercially used tree species can be restricted in their future use not only by site changes but also by changes in legal frameworks. Therefore, tree species lists guaranteeing by law that their use remains legally secured until harvest maturity would be helpful for forestry planning and decision-making. If control measures are still necessary, they should be supported as much as any potentially required regeneration with suitable alternative tree species.

3.6 Control of Abundance and Distribution

Should the legal situation change or for other reasons the desire arise to reduce black locust in forests, this could be achieved through shading within the stand closure. As a strongly light-demanding tree species, black locust reacts sensitively to shading.

An ecologically based approach to regulating invasive plant species consists of the targeted use of species with allelopathic effects. Jung et al. (2010) describes that Japanese walnut (*Juglans ailanthifolia*) significantly inhibits the growth of black locust seedlings by releasing juglone through its root system. The walnut (*Juglans regia*), which is not native but naturalized in Central Europe, also possesses similar properties. Đorđević et al. (2022) conclude that their extracts could potentially serve as substitutes for synthetic herbicides. Since it colonizes similar sites as black locust and also produces strong shading, its use for containment appears particularly suitable.

In the long term, natural succession can also contribute to the regulation of black locust. In forest sites in Germany, it is generally inferior to native tree species. In black locust forest communities, it is often observed that under the canopy of black locust a dense regeneration of Norway maple (*Acer platanoides*) develops. If this development is left to itself, black locust would soon be so strongly impaired in its light regime that it would wither or even die (Kohler, 1963).

Besides competition from other tree species, site factors also influence the spread of black locust. According to Landeck et al. (2022, p. 134), there is no risk of invasion on dry grasslands if these are more than 500 m apart, regardless of the intervening vegetation structures. Nevertheless, proximity to potential natural and anthropogenic dispersal vectors such as roads and rivers should be considered (Skowronek, 2020). Soil disturbances within an approximately 100 m wide buffer zone around seed-producing trees should be avoided. Furthermore, black locust should not be planted on steep slopes near streams, as spread from these locations is more likely (Morimoto et al., 2009).

In intensively used agricultural areas and urban spaces, however, the risk of uncontrolled spread of black locust is minimal. In these habitats, it contributes to the diversity of landscape structures and mosaics and provides a welcome habitat for many organisms (Vítková, Conedera, et al., 2018).

Once established, black locust is particularly difficult to remove in unmanaged dry grasslands but also in open forests due to its sprouting ability and root suckers. The timing of felling influences the formation of stump shoots and can be used deliberately to control black locust. As a light-demanding pioneer species, its regeneration is strongly suppressed by dense undergrowth or shade-tolerant tree species. While it can quickly resprout on clear-cuts, due to its light-permeable crown it is hardly able to permanently overshadow other tree species.

An efficient strategy to curb the spread of black locust consists of avoiding disturbances that could promote its establishment and waiting for natural displacement of the species by other trees (Motta et al., 2009).

4 Statements on Black Locust and Their Original Sources

Statements about black locust are analyzed and contrasted with their respective original sources. It becomes apparent that both critical and positive evaluations are sometimes not supported by the underlying literature or are strongly simplified.

There exist partly contradictory statements regarding the effects of black locust on soils, forest ecosystems, and the natural regeneration of native tree species. Such statements are occasionally heavily condensed or generalized, yet they can still influence professional and public debates as well as concrete management decisions.

Some statements lack traceable sources, while others are based on citable scientific literature, whose content, however, sometimes proves to be considerably more nuanced than the statements that refer to them.

Most sources and studies are quoted in their original English wording. German-language quotes have been translated, with all translations clearly indicated to avoid distortion. The original German texts are provided in the German section of this article. Between the quotations, I have inserted explanatory notes and highlighted specific terms. The selection of quotes might be subject to a certain selection bias, for example due to limited accessibility or focus on particular lines of argument.

A brochure contains the following statement:

“Even if the black locust is removed, it has enriched the soil with nitrogen and toxic excretions from roots and leaves, and has permanently changed the plant community at the site. It is not browsed by wild animals (thorny and toxic). . . . It suppresses almost every other plant and is therefore poorly suited for garden design.” (Österreichische Bundesforste, 2019, own translation).

Unfortunately, the brochure lacks literature references that would allow verification of these claims. Without the mentions of nitrogen enrichment and thorns, I would rather attribute the description to walnut and even consider it exaggerated for that species. In my view, it contributes to the false impression that black locust poisons the soil and thereby harms the forest.

When quotations are available, the original statements can be consulted. In Szyg-Borowska et al. (2023) the following sentence regarding black locust is found:

“Due to its negative impact on biodiversity and forest

ecosystem functioning (Langmaier and Lapin, 2020), there are no plans to increase its role in forests or expand the range of this species."

In Langmaier and Lapin (2020) it states:

"Another aspect of chemical impacts is the fact that the chemical composition of plant litter from alien plants such as *Robinia pseudoacacia* can cause high levels of nitrogen in the upper soil horizons, thereby *exerting an effect* on regeneration (Rahmonov, 2009))."

"The regeneration of Scots pine (*Pinus sylvestris*) was negatively influenced by *Prunus serotina* and *Robinia pseudoacacia* (Sebert-Cuvillier et al., 2007; Rahmonov, 2009)."

"*Robinia pseudoacacia* originating from North America is a good example of an invading plant species that uses different impact mechanisms at different stages of invasion. It increases nitrogen availability, changes light conditions, creates plant communities and is also associated with allopathic activity (Rahmonov, 2009; Campagnaro et al., 2018). *R. pseudoacacia* can be a *desirable and beneficial* species for forest management on degraded, sandy, urban, and initial soil, while other studies report its negative impacts on riparian forests, Pannonian mixed forests and Western European broadleaf forests. Its effects particularly *affect* the natural regeneration of *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Quercus pubescens*, *Quercus petraea*, *Quercus robur*, *Populus sp.*, *Crataegus monogyna*, *Betula pendula*, *Pinus sylvestris*, and *Fraxinus angustifolia* (Rahmonov, 2009; Maringer et al., 2012; Petrášová et al., 2013; Radtke et al., 2013; Terwei et al., 2013)."

In Rahmonov (2009) it says:

"The *positive influence* of *R. pseudoacacia* on a habitat is primarily connected with the chemical composition of plant litter, as well as with the biology of the species."

"Pines can sow under the canopy of *R. pseudoacacia*, but they extinct very quickly."

Would this last statement not also apply to almost any other tree species? When aiming for natural regeneration, it is not uncommon to first thin the stand. Once regeneration has established, further thinning or even removal of the overstory is performed, because otherwise the regeneration of light-demanding species such as pine would suffer or die.

The following statement is probably not universally valid, but in this case it might be true:

"Where black locust appeared to adversely affect the development of pine or oak in coexistence within our study area, it always turned out that the reason lay in insufficient attention by the forest manager." (Erteld, 1952, own translation, p. 90)

In Campagnaro et al., 2018 it is stated:

"For example, with respect to impacts on vascular plant species by *R. pseudoacacia*, Sitzia et al. (2012) *did not find changes in diversity* when comparing several recent secondary *forest types* in a rural context, but Trentanovi et al. (2013) found a strong reduction in diversity compared to *native* birch forests *within the city of Berlin*."

"... whereas, *Agonimia allobata*, a rare and vulnerable lichen species (Nascimbene, Nimis, & Ravera 2013), was found in *R. pseudoacacia* but not in oak stands in Italy (Nascimbene & Marini 2010)."

Sebert-Cuvillier et al. (2007) deals with the invasive cherry species (*Prunus serotina*). Therein, with reference to C.-S. Lee et al. (2004), a description is found stating that black locust

in the overstory holds a regeneration in waiting, which can quickly restore canopy closure when released. How this affects pine regeneration is not described.

In C.-S. Lee et al. (2004) it is said:

"Although native oaks (*Quercus spp.*) are usually *succeeding* black locust colonies, changes to native vegetation are often interrupted by frequent disturbance by *human activities*, as evident from persistent sprouts and expansions of black locust suckers in the disturbed areas, such as urban center and rural areas."

In Maringer et al. (2012) it says:

"Due to the different ecological requirements of indigenous and alien tree seedlings, *not any interaction* between the two groups was detected."

In Petrášová et al. (2013):

"Even though the black locust *does not have influence* on the presence of native and typical forest species, it has ability to homogenize tree composition of spontaneously growing forest patches."

In Radtke et al. (2013):

"Due to the relatively *short cycle of coppice* forests, the time of forest development is *too short* for native species to *out-shade* the light-demanding non-natives."

And in Terwei et al. (2013):

"Presence of *R. pseudoacacia* in the canopy *promoted* the regeneration of *Q. robur*."

Conversely, there are also authors who attribute exclusively positive properties to black locust and consider it a solution to various problems. Friedrich Casimir Medicus was probably among them. From 1794 to 1803, he published his own journal about black locust. He also allowed critical voices, for example:

"In the Forestry and Hunting Calendar 1796 of Prof. Leonhardi, p. 297, the following passage appears: "Besides, I wish, and ask Mr. M. in the name of several forestry enthusiasts, to for now stop writing about the false acacia tree and only after a few years again communicate all experiences, because otherwise the good cause might suffer."" (Medicus, 1794, own translation, Vol. 2, No. 2, p. 3)

In his journal, he holds the opinion that:

"... through the general cultivation of the false acacia tree, not only is the future shortage of firewood prevented, but also minds are already freed from fear... " (Medicus, 1794, own translation, Vol. 1, No. 3, p. 186).

Hartig (1798), who is quite positive towards black locust, replies to Medicus that a shortage of firewood can be addressed not by cultivating black locust but by more efficient stoves, and presents a corresponding stove design.

Thus, in Hartig (1798) it reads:

"Many treatises have been written in praise of this certainly valuable timber species... " (own translation, p. 12),

"Although I admit with sincere conviction that the growth of acacia is very strong and surpasses all our good broadleaf firewood species... " (own translation, p. 27),

"However, do not believe that the advantages of acacia are unknown or indifferent to me, or that I want to work against the cultivation of this useful timber species. No, not at all! On the contrary, I plant it here and there myself and recommend its cultivation in general... " (own translation, pp. 35–36),

“Furthermore, I again solemnly protest against the accusation that I want to work against the cultivation of acacia: for this is certainly not my intention at all. On the contrary, I recommend this useful timber species very strongly everywhere; but not to cover the current or imminent shortage of firewood with it; rather to increase the number of our very useful timber species.” (own translation, p. 83).

“It is assumed that only the title of Hartig’s valuable work has always been read and noted and that the high authority of the author sufficed to conclude from the denial of the possibility that black locust could cover firewood demand to its general rejection. Subsequently, black locust initially disappeared from the interest of experts.” (Erteld, 1952, own translation).

5 Biodiversity and Mixed Forests

Through nitrogen fixation and a more open canopy, the black locust can improve site conditions. It promotes the growth and natural regeneration of many tree species that thrive better under or beside it than without it. The dense herb and shrub layer beneath black locust stands influences the species composition and plays an important role in succession.

The black locust affects both biodiversity and site conditions in the habitats it colonizes. It influences the light conditions within the stand, the composition of flora and fauna, as well as successional developments in forest ecosystems. At the same time, it plays a significant role in mixed forests and exhibits diverse interactions with other tree species that are important for forestry.

5.1 Light Ecology and Vegetation Structure

The black locust is characterized by a comparatively short leafing period. Its leaves appear late in spring (May) and begin to fall early, usually during the summer drought (August) (Vítková, Müllerová, et al., 2017). This results in high light availability, allowing light-demanding species such as spring geophytes or a dense shrub layer to survive. However, this dense herb and shrub vegetation is simultaneously unfavorable for the regeneration of shade-intolerant native tree species as well as for the black locust itself. It is typical for pioneer plants that they prepare a site for subsequent plants as first colonizers, but are eventually displaced by them. F. S. Baker (1949) classifies the black locust as very intolerant to shading.

Studies in Central Europe show that black locust stands are more light-permeable throughout the entire growing season than native forests, which is reflected in a denser shrub and herb layer (Hanzelka and Reif, 2015). For example, shading in black locust stands was 57 %, compared to 72 % in an oak forest. Shrub cover amounted to 57 % versus 11 % in the oak forest, and the herb layer 53 % instead of 5 %.

5.2 Species Diversity and Succession

The black locust exhibits a differentiated pattern of effects regarding species diversity and successional processes. While it can contribute to diversity in certain contexts, there are indications in other cases of promoting homogeneous species compositions. Its role as a pioneer species as well as its impact

on soil and light conditions significantly shape the development of vegetation structures and species compositions.

Kroftová and Reif (2017) showed that at a medium proportion of black locust, the species diversity of forest birds is highest. Similarly, Vítková and Kolbek (2010) describe several vegetation types in Central Europe dominated by the naturalized black locust, which are distinguished by floristic characterization and generally exhibit high species diversity.

In contrast, Trentanovi et al. (2013) point out that black locust can reduce species diversity in urban forests without significantly altering site differences. While urban structures mainly contribute to the homogenization of native flora, the black locust particularly promotes the homogenization of non-native species.

Regarding ground plant diversity, Sitzia et al. (2012) found no reduction caused by black locust. However, under its influence, a ruderal flora inhibiting regeneration develops (see Fig. 2).

An example of only minor ecological impacts of black locust is provided by a study from North America. Deneau (2013) compared black locust stands with local deciduous forests at nine site pairs in Sleeping Bear Dunes National Lakeshore (USA). No differences were found in ground vegetation and only minor ones in soil nutrients. The results suggest that black locust has only minor effects in this ecosystem.

According to Vítková, Müllerová, et al. (2017), changes in species composition under black locust are caused more by altered soil nutrient availability and light conditions than by allelopathic effects. Csiszár (2009) investigated allelopathic effects of 15 non-native tree species and found that, unlike other species such as false indigo (*Amorpha fruticosa*), tree of heaven, or black walnut (*Juglans nigra*), black locust shows no special allelopathic properties.

Studies on woody plant succession on ruderal rubble sites in Berlin by Kowarik (1990) showed that spontaneous black locust stands are surprisingly rich in woody species. In the recorded material, 77 woody species were documented, including 38 tree species (e.g., rowan, pedunculate and sessile oak, winter lime, field and mountain elm, ash, birch, yew), 35 shrub species, and 4 woody climbers. Maple species have invaded black locust stands during succession, while birches die off due to the shading pressure of black locust. Also, escaped fruit trees such as apple, pear, walnut, or vine occur alongside black locust. The black elder (*Sambucus nigra*) emerges as a dominant shrub species, found in almost every older stand and reaching cover values above 75 %. Its importance for woody succession lies in its shade suppressing grasses and tall herbs, thereby promoting the growth of shade-tolerant woody plants. The invasion of black locust into closed mesophilic forests, where it has not previously occurred, is considered unlikely.

Evans et al. (2013) demonstrate that black locust on former open-cast mining sites contributes to carbon sequestration and soil development through biomass production and nitrogen fixation. Thus, it supports species diversity and the restoration of ecosystem services and promotes forest establishment as a pioneer species on highly degraded sites.

Finally, grasses can also represent competition for black locust. For example, erosion control measures showed that black locusts on untilled, grass-covered areas beside erosion

gullies exhibit higher mortality and slower growth than those on less fertile but bare slopes of the gullies (Meginnis, 1934; Cooper and Aikman, 1950).

Overall, it is evident that black locust can have both promoting and inhibiting effects on other species in successional processes, which interact with it and among each other. Such interactions are typical for the interplay of species in dynamic ecosystems.

5.3 Interactions with Other Tree Species

The black locust engages in diverse interactions with other tree species, ranging from site-dependent compatibilities to different growth and competitive relationships. Predominantly, these effects are beneficial. In many cases, the black locust promotes the growth of neighboring species, particularly shade-tolerant trees. Inhibitory effects mainly occur with distinctly light-demanding tree species.

The compatibility of black locust with other tree species varies depending on the species. For example, Krauß (1986, p. 138) reports that spruce and oak thrive well under black locust stands, whereas Scots pine is less compatible. Kellogg (1934) describes that black locust is not compatible with pine and larch species.

The highly light-demanding birch is likely among the few tree species that can indeed compete with black locust in terms of light, although this does not exclude mixtures with it. Gaier et al. (2009) report a black locust–birch mixed stand in which successful pre-regeneration under the canopy of black locust was carried out at the age of 60 years. At a stocking degree of 0.8, winter lime and Norway maple developed better, whereas at 0.3, pedunculate oak and hornbeam performed somewhat better. The black locust formed root suckers, but no negative effects on the pre-crop could be observed.

In the studies by Scamoni (1952, pp. 150–160), the root growth of neighboring maples as well as neighboring black locusts was not disturbed by the roots of other black locusts. Similarly, Bencat (1992) states that root system development is not influenced by neighboring trees. In contrast, according to Kolesnikov (1971, p. 53), apple tree roots avoid the root zone of other apple trees but freely spread among the roots of cherry and apricot.

Ferguson (1922), McIntyre and Jeffries (1932), and Chapman (1935) report on an adjacent planting of black locust and tree of heaven. The tree of heaven were consistently twice as tall and twice as strong at the stand edge at ages 13 and 23, with approximately eight times the volume compared to trees 20 m behind the stand edge (Fig. 3). Similarly, McIntyre and Jeffries (1932) observed growth increases in tree of heaven, and Chapman (1935) noted similar growth boosts in white ash, tulip tree, dyer's oak, and chestnut oak. However, such growth increases of this magnitude are to be expected only on sites with severe nitrogen deficiency. For example, Krauß (1986, p. 107) presents a diagram indicating that Scots pine mixed with black locust had a diameter at breast height of about 20 cm at age 70, compared to about 16 cm without black locust, though this difference could also be caused by differing stand densities. Ashby and M. B. Baker (1968) studied height growth of 16-year-old trees planted under black locust and shortleaf pine (*Pinus echinata*), where some

species were approximately twice as tall under black locust compared to pine (Tab. 1).

Chapman and Lane (1951) investigated the mortality rates and growth performance of tulip tree, green ash, cherry, as well as red and white oak when planted on (1) a fallow site with natural herbaceous vegetation, grasses, and small shrubs under (2) sassafras (*Sassafras albidum*), (3) black locust, or (4) pine. It was found that black locust acts as a light competitor against red oak, resulting in increased mortality. Regarding height growth, all tree species examined, except green ash, were at least twice as tall under black locust compared to the other tree species or the fallow site (Tab. 2). As expected, light-demanding tree species are not suitable for underplanting. Eastern white pine (*Pinus strobus*) survived but exhibited low growth. Shortleaf pine (*Pinus echinata*) and pitch pine (*Pinus rigida*) completely failed as underplantings, even under black locust.

Similar observations were made by Limstrom and Deitschman (1951). After two years, black locust showed a survival rate of 82 % in afforestation on mining spoil, ranking second highest after ash with 86 % among 18 compared tree species. After two years, black locust was significantly taller at 5.7 feet (1.74 m) on leveled and 4.8 feet (1.46 m) on unleveled spoil sites compared to the 16 tree species it was compared with. The next tallest species was poplar with 1.7 feet (0.52 m) on leveled and 2.0 feet (0.61 m) on unleveled sites. On a plot where underplanting was also compared, black locust had the highest survival rate and clearly the greatest height in the open area, and increased the survival rate of black walnut from 67 % in the open area to 97 % under black locust underplanting. The light-demanding tree species poplar and sweetgum had a survival rate of 14 % under black locust (Tab. 3).

In black locust stands, planted deciduous trees were three times as tall after three years as nine-year-old trees of the same species on sites without prior black locust planting. Natural regeneration of deciduous trees only occurs under black locust, whereas it is absent on bare slopes or in pine forests (Chapman, 1947).

According to Erteld (1952, p. 19), natural pollination with oak and valuable hardwoods under the canopy of black locust often succeeds excellently; however, due to the multilayered structure and lush ground flora, it is difficult to underplant black locust with pine. Underplanting with spruce and Douglas fir is more feasible with appropriate management (Erteld, 1952, p. 94).

Contrary to the widespread belief that black locust does not tolerate other tree species beside it, it has been shown that it is also suitable as a mixed tree species. Therefore, it is often recommended to introduce other tree species into pure black locust stands through pre- or underplanting (Ewald et al., 2001).

According to Erteld (1952, pp. 90–92), black locust significantly improves the soil, allowing a species-rich ground flora to develop. Within this ground flora, oak, ash, lime, Norway maple, sycamore maple, and bird cherry have established and show good growth. In contrast, these species are absent in adjacent pine stands without black locust. Especially on poorer soils, a gradual introduction of black locust into pure pine stands is recommended.

Beck and McGee (1974) found that tulip trees released from black locust shading exhibit higher growth than those growing under its crown. The black locust itself was noticeably larger than the released tulip trees (Tab. 4).

According to Dickmann et al. (1985), a pure black locust stand produced a biomass yield of 4.6 t/ha/year after 4 years. A pure sycamore stand (*Platanus occidentalis*) showed the same yield. However, a mixed stand of both tree species reached only 3.6 t/ha/year. In this case, the nitrogen-fixation effect of black locust was apparently neutralized by two applications of 135 kg ammonium nitrate/ha, two applications of 900 kg, and one application of 560 kg 10-10-10 (N-P-K)/ha fertilizer.

Ashton and Kelty (2018, pp. 467, 586) describes an agroforestry silvopastoral system, where black locust, due to its nitrogen-fixing capacity and its light canopy, promotes the growth of grasses underneath.

In a survey of a railway fallow site, Kowarik (1996) found that within five years, 10 oaks and five maples established themselves within the closed black locust stand, whereas only one oak established outside it.

Overall, these studies illustrate that black locust does not generally act as a competitor in mixed stands but usually has a positive effect on neighboring tree species. Limitations exist mainly for light-demanding species. The results emphasize the importance of site-specific planning, where the positive interactions of black locust can be purposefully utilized.

6 Influence on Site Factors

Black locust can improve soil quality primarily through nitrogen fixation, the promotion of a loose and well-aerated soil structure, deep rooting, and the accumulation of humus. However, nitrogen fixation is reduced or ceases when sufficient nitrogen is already present in the soil. Furthermore, black locust is able to access nutrients from deeper soil layers and to increase the soil's water-holding capacity, which facilitates the establishment of other tree species, particularly in dry regions. Its dense root system can also reduce nutrient losses through leaching.

Black locust affects various site factors, particularly nutrient balance, humus content, soil reaction, and the physical properties of the soil.

6.1 Nutrient Balance and Soil Reaction

Black locust is a nitrogen-fixing tree species whose influence on nutrient balance and soil reaction has been extensively studied. The following presents the known mechanisms of nitrogen fixation, their effects on the ecosystem, and comparable processes in other species.

Black locust can fix atmospheric nitrogen. Boring and Swank (1984b) report that 67 % of the biomass of nitrogen-fixing nodules is located in the upper 15 cm of the soil and that a four-year-old black locust stand fixes 30 kgN/ha/year. Noh et al. (2009) observed fixation rates of 23–112 kgN/ha/year, Danso et al. (1995) 220 kgN/ha/year, and Marron et al. (2018) 5.7–12.5 kgN/ha/year in black locust stands. According to Moshki and Lamersdorf (2011), there are differences in nitrogen fixation capacity among black locust provenances. Biomass production can serve as an indirect indicator for selecting black locust clones with high nitrogen fixation.

Boring and Swank (1984a) found that nitrogen fixation rates initially increase with age and then decline at older ages. For example, a 4-year-old black locust stand fixed 191 kgN/ha, a 17-year-old 1272 kgN/ha, and a 38-year-old 1231 kgN/ha since afforestation. Accordingly, nitrogen does not increase at older ages. This pattern of nitrogen accumulation resembles that of other woody, nitrogen-fixing species on secondary succession sites. For example, Cleve et al. (1971) describe for grey alder that soil nitrogen reserves increase strongly up to age 5, slightly until age 15, and then may even decrease somewhat. The highest fixation rates thus occur in early to mid-successional stages and decline or cease in later phases.

In older black locust stands, a net loss of nitrogen in forest soil and litter layer may occur, as large amounts of nitrogen are taken up and stored in the biomass. However, the decline in soil nitrogen could be the result of long-term nutrient redistribution into biomass after clear-cut management (Boring and Swank, 1984a). Black locust did not lead to a significant accumulation of stable nitrogen-containing material in the upper mineral soil (Auten, 1945).

Nitrogen fixation by trees is rarely encountered. Deposition compensates or slightly exceeds the losses during harvest. In nitrogen-saturated soils, leaching is to be expected, which should be avoided especially in spring water protection areas. At sites where tree growth can be increased by nitrogen additions, such as formerly hay meadow forests, nitrogen-fixing plants are generally welcome. For example, Wiedemann (1951) recommends cultivating perennial lupine to improve the site and increase growth performance. The amount of nitrogen fixed by black locust is comparable in magnitude to that fixed by other legumes such as lupine or clover, which are used in organic farming.

Among native tree species, alders can fix nitrogen. This property is associated with soil improvement. “The basis for the repeatedly emphasized soil-improving effect of grey alder is its ability to bind atmospheric nitrogen via an actinorhiza” (Schütt and Lang, 2014, own translation). Schütt and Lang (2014) also provide a literature overview of nitrogen fixation rates of grey alder ranging from 43–72 kgN/ha/year. Cleve et al. (1971) report an average nitrogen fixation rate of 156 kgN/ha/year for a 20-year-old grey alder stand, with 362 kgN/ha/year fixed between ages 0 and 5. Among shrub species, for example, golden rain tree and sea buckthorn can fix nitrogen.

Legumes are also used in agriculture. Kolbe (2008) state nitrogen fixation amounts of 105–309 kgN/ha by legumes in organic farming.

According to Zheng et al. (2023), artificial nitrogen fertilization inhibits natural N fixation, though higher soil carbon content mitigates this inhibition.

The net nutrient fertilizer sales in Austria amount to about 100 000 t N/year (AgrarMarkt Austria, 2024). According to Statistics Austria, 1 322 900 ha were arable land in 2020, with a total agricultural area of 2 602 700 ha. This results in 75 kgN/ha if fertilizer is applied only on arable land, or 38 kgN/ha when considering the total agricultural area.

Schneider (1998) report that wet total nitrogen deposition can reach more than 20 kg/ha/year. Raspe et al. (2018) also report nitrogen inputs exceeding 20 kg/ha/year, with outputs of 6 kg/ha/year. Depending on tree species and site,

4 kg/ha/year (pine) to 16 kg/ha/year (oak) nitrogen is stored in wood and bark and removed during harvest. Total nitrogen uptake by trees is significantly higher, and nitrogen returned via litterfall amounts to 50 kg/ha/year. Raspe et al. (2018) report an average nitrogen accumulation through deposition of about 6 kg/ha/year over the last 25 years.

Emberger (1965) found nitrogen reserves in forest soils down to 1 m depth ranging from 1905 kg/ha to 15 929 kg/ha.

According to Müller (1991), in the first years after black locust introduction, a *temporary* increased withdrawal of main nutrients nitrogen, phosphorus, and potassium is expected due to nutrient uptake by the intensive black locust root system. This *temporary* nutrient immobilization has given black locust the reputation of being a “nutrient robber”. This rapid nutrient uptake by black locust can help minimize nutrient losses through leaching on temporarily bare sites (Boring and Swank, 1984a).

Lazzaro et al. (2018) found in black locust stands compared to oak forests a decrease in soil pH and increased nitrogen contents. This was accompanied by increased bacterial diversity but reduced diversity of microarthropods and nematodes, likely due to soil acidification and secondary plant compounds.

According to Y. C. Lee et al. (2010), the rapid decomposition of black locust flower and leaf litter significantly increases soil phosphate content. However, this is not an altruistic behavior but an indirect interaction within the ecosystem. Through interception and dry deposition, trees and forests accumulate higher amounts of pollutants and nutrients compared to open fields. The efficiency of these deposition processes varies considerably between tree species, depending on factors such as leaf structure, needle density, or crown shape. Moreover, substance losses due to erosion and leaching are generally much lower in forested areas than in open land.

Garman and Merkle (1938) analyzed soil nutrient content based on samples taken after removal of the topsoil and litter from a depth of 2–5 inches. They found that all examined nutrients were present in higher concentrations under black locust than in an adjacent area not influenced by its leaf litter (Tab. 5).

According to Kou et al. (2016), after afforestation of arable land with black locust, the phosphorus content increased in the top 5 cm, soil carbon content in the upper 60 cm, and nitrogen content up to the maximum investigated depth of 100 cm.

Overall, the studies presented show that black locust and other nitrogen-fixing plant species can contribute significantly to the nutrient balance, but also bring ecological and site-specific risks. Nitrogen fixation from the atmosphere does not proceed continuously but is subject to ecological regulation. Depending on the age of the stand, soil nitrogen content, and external influences such as fertilization or deposition, nitrogen fixation can be markedly reduced or completely cease. Therefore, the assessment of these effects should always be carried out in the context of the respective site conditions and management objectives.

6.2 Humus or Soil Carbon

The formation and stabilization of humus are central components of soil fertility. Nitrogen-fixing tree species such as

black locust contribute significantly to humus accumulation and carbon sequestration through litter input, root activity, and nutrient enrichment.

According to Papaioannou et al. (2016), after planting black locust on degraded arable soils, the organic soil matter increased by 1.3 to 3 times within 20 years. Nitrogen content also rose by 1.2 to 2.5 times. Additionally, the highest concentrations of phosphorus and potassium were often measured, most likely due to fertilization during previous agricultural use. Tree species that intensely root deep soil horizons can mobilize nutrients from these layers and make them available to plants, especially regeneration, which has shallower root systems.

Gustafson (1935) showed that black locust significantly contributes to the accumulation of organic matter and nitrogen on nutrient-poor sandy soils. Under black locust trees, a nutrient-rich leaf layer accumulated within a few years, which not only improved soil fertility but also enabled the growth of plants like meadow fescue, which otherwise would not thrive on this sandy soil. Furthermore, black locust effectively prevented sand drifting, suggesting their use as windbreaks or for soil stabilization.

Kastler (2013) determined a soil carbon content of 5.28 % in a black locust stand in the floodplain near Orth, while an adjacent pedunculate oak-hornbeam stand showed 5.03 %.

Kanzler et al. (2021) demonstrated that soil carbon accumulates faster under black locust vegetation on mining spoil sites than under cereal cultivation.

Gürlevik and Karatepe (2016) found that afforestation on dry sandy soils improves soil fertility through the accumulation of organic carbon and nutrients. Only black locust significantly increased nitrogen availability. In contrast to black locust, pines primarily store nitrogen in the soil, which increases the risk of nitrate leaching.

Resh et al. (2002) report that forests with nitrogen-fixing trees typically accumulate more carbon in the soil than comparable stands without such species. Both more new carbon is fixed and decomposition of older, already present soil carbon is reduced.

Compared to non-nitrogen-fixing species, planting nitrogen fixers increases organic soil carbon content by an average of 16 %. For every additional gram of nitrogen, on average 7.8 g of carbon is stored. Larger soil carbon increases by nitrogen-fixing plants are especially expected in warm and dry regions (Sun et al., 2025).

According to Ye et al. (2024), nitrogen-fixing tree species promote the chemical stability of organic soil carbon.

These studies show that black locust, through its ability to fix nitrogen, to root deeply, and enrich organic matter, can substantially contribute to humus formation and the improvement of soil fertility. Especially on degraded or nutrient-poor sites, they make an important contribution to long-term carbon storage and the ecological stabilization of soils.

6.3 Soil Physical Changes

Soil physical properties such as porosity, water retention capacity, soil density, and soil structure significantly influence plant growth as well as biological activity in the soil. Several

studies show that black locust has a positive effect on these parameters.

According to Ramann (1898, pp. 474, 483), soil loosening occurs under black locust. The black locust appears to have a mild but beneficial effect on the soil.

Albert and Penschuck (1926) and Penschuck (1931) state that black locust possesses the ability to loosen forest soil and develop particularly favorable soil structure, thereby creating optimal physical conditions for plant growth. This soil loosening facilitates the gas exchange with the air required by the nodulating bacteria. At the same time, soil water capacity is increased.

Němec and Kvapil (1925) investigated soil porosity, water, and air capacity of forest soils, finding that soils under black locust were the most porous and exhibited the highest water retention capacity (see Tab. 6).

Ashby and M. B. Baker (1968) found a lower soil bulk density under black locust compared to shortleaf pine (*Pinus echinata*).

Compact, wet, and waterlogged horizons cannot be penetrated by roots (Auten, 1933; Müller, 1991) and thus are hardly loosened.

This soil loosening could be attributed to a combination of intensive root activity, a beneficial soil fauna, and favorable litter decomposition with crumb formation. Such physical changes and the associated improved aeration are especially advantageous on heavy soils. On light, sandy soils, however, humus content and the related nutrient and water retention capacity play a decisive role.

According to Blümke (1955/1956), the greatest numbers of earthworms in forest soils are found under black locust and elderberry, which contribute to soil loosening.

Vaupel et al. (2023) describes that windbreak strips promote earthworms. Compared to poplar, both earthworm density and biomass were higher under black locust.

These results show that black locust can improve the physical properties of soil at many sites through a combination of intensive root activity, favorable litter decomposition, and support of soil biological processes such as earthworm activity.

7 Browsing

Black locust trees are sometimes heavily browsed by wildlife, are toxic to certain animal species, but can also be used as fodder.

Black locust interacts with animals in various ways. These interactions include not only browsing damage but also use as a forage plant.

According to Landgraf, Booz, et al. (2014), browsing by wildlife causes a yield reduction in black locust short rotation coppice plantations ranging from 1.3 to 6.8 tons of dry matter per hectare and year. Under very high browsing pressure, complete dieback of entire stands can even occur in extreme cases (Landgraf and Böhm, 2024a; Landgraf and Böhm, 2024b).

Black locust is browsed by roe deer, and its bark is stripped by hares and mice, which particularly complicates afforestation on grasslands (Barta and Beier, 2023). According to Berner (2018), black locust is not browsed by cattle. It is toxic to horses (Grosche et al., 2008).

However, black locust leaves are suitable fodder for sheep (Ganai et al., 2009), goats (Papachristou, 1999), and hares (Singh et al., 2010), with the latter even experiencing improved immune functions (S. Yang et al., 2017). Additionally, black locust provides shade for animals.

Overall, these examples show that black locust is both threatened by browsing and usable as a forage plant.

8 Distribution

Black locust originates from eastern North America but is now distributed worldwide. In Central Europe, it shows great forestry potential due to its high growth performance and drought tolerance, even under future climate conditions. Its water use efficiency varies considerably between clones and environmental conditions, making targeted selection of varieties crucial. Under drought stress, it adapts through leaf movement and increased root growth, while under sufficient water supply it achieves high growth increments.

Its natural distribution area is located in the mid-eastern part of North America (Fig. 4), although an extension of the original natural distribution area by indigenous peoples seems possible. Vienna's temperature profile is similar to that of some provenances within the natural distribution range, but the precipitation amount in Vienna is significantly lower (Fig. 5). Even though the average monthly precipitation is considerably higher, longer periods without rainfall, especially on soils with low water retention capacity, can still cause drought stress in these regions.

Over time, black locust was introduced to new regions and is now distributed across Europe and globally (Figs. 6, 7). According to Bouteiller et al. (2019), the black locust populations in Europe descend from four populations originating in North America and exhibit low genetic diversity. The first specimens were likely introduced from Virginia in the early 17th century, with further introductions from Pennsylvania and West Virginia during the 17th and 18th centuries. These appear to be the progenitor plants of most black locusts currently found in Europe.

8.1 Current and Future Distribution in Europe

Figure 8 shows the current site suitability for black locust. Almost all lowland areas in Austria are suitable, which is also supported by recorded observations of black locust (Fig. 9). For forestry planning, however, not only the current but also the future site suitability must be considered, especially in times of climate change. Figure 10 depicts the expected site suitability of black locust under the climate change scenario with very strong temperature increase (RCP 8.5) for the year 2095. Accordingly, most sites currently suitable for black locust in Austria are expected to remain suitable in the future.

Of course, such estimates are associated with uncertainties; however, the risk that a site loses its suitability over time should be lower for tree species that allow relatively short rotation periods than for those with very long ones, since only limited changes can occur at a site over a few years. According to forestry law, most tree species are only ready for harvest after 60 years. Black locust is included in the regulation for fast-growing tree species, where the upper limit of its immaturity for harvest is set at 10 years. Rotation periods of

15–30 years are possible with black locust on average sites and can, if necessary, be extended up to 100 years.

8.2 Drought Tolerance and Water Use

A sought-after trait of black locust is its relatively high tolerance to drought. Black locust can adapt to prolonged drought by closing its stomata and reducing both the size of individual leaves and the total leaf area. It can also fold its paired leaflets almost completely upwards, thereby reducing the leaf surface exposed to the sun (Schildknecht, 1984). However, as long as there is no water stress, it does not reduce its transpiration and is therefore not considered a water-saving tree species.

Under moderate drought stress, black locust increases root growth at the expense of aboveground growth, which enhances its drought resistance in the long term (B. Yang et al., 2018).

The aboveground biomass production per liter of water (Water Use Efficiency, WUE) of black locust is approximately 2.31 g/L, referring to aboveground wood 1.63 g/L. This value remains largely stable under water stress. Thus, it does not belong to the particularly water-efficient plants that can produce a lot of biomass with very little water (Mantovani et al., 2014a). Lindroth et al. (1994) report a WUE of 4.1–5.5 g/L for basket willow (*Salix viminalis*). Larcher (2001) states a WUE of 3–5 gDM/L for deciduous trees of the temperate zone and conifers.

Ombódi et al. (2022) give a WUE of 1.87 g/L for black locust under sufficient water supply, but only 0.26 g/L under high water stress. According to Veste and Kriebitzsch (2013), WUE increases under drought stress and is temperature-dependent. Further WUE values reported are: Raper et al. (1992) with 0.045 g/L, Mantovani et al. (2014b) with 2.57 g/L (constant, but with drought memory). Black locusts that had previously experienced drought showed adjusted growth and higher drought tolerance compared to plants without such experience. According to Wang et al. (2007), WUE increased with decreasing soil water potential, except in young black locusts, where it remained approximately constant at a low level.

The wide range of WUE values measured by different authors for the same tree species makes comparisons with values from other tree species, which also come from different authors, uncertain. Since different clones exhibit varying responses to drought stress (Mapelli and Malvolti, 2019), specifying which clone was investigated would be useful.

Ábri, Keserű, Borovics, et al. (2022), Ábri and Csajbók (2023), and Ábri, Borovics, et al. (2023) examined net assimilation and transpiration for individual clones and calculated WUE (Tab. 7). Ábri (2025) determined a WUE of 3.64 g/L for PL040 in 2024. Thus, at least certain varieties are very efficient in terms of growth per unit of water consumed.

Clones with high WUE are expected to show higher growth performance, at least on water-limited sites, which is tentatively confirmed by the observed diameter and height growth increments (Tab. 7).

8.3 Impact on Water Balance

Besides water consumption, interception also plays a role, i.e., the proportion of rainfall that is retained in the tree canopy

and does not reach the soil.

According to Gemeinhardt (1959), the average soil moisture values in areas improved by black locust are higher down to a depth of about 10 cm compared to control plots. No differences were found in deeper soil layers.

Kou et al. (2016) compared a fallow field with spontaneous vegetation to a newly afforested area with black locust. Under the black locust trees, soil moisture was higher in the top 5 cm, approximately the same in the 5–60 cm layer, and lower at depths of 60–100 cm.

According to Yan et al. (2009), black locust showed an early response to reduced leaf water potentials by reducing the stomatal conductance of its leaves. However, its water use characteristics and specific leaf area indicated that it consumes more water and is possibly less drought tolerant than the broad-leaved lilac (*Syringa oblata*) and the Liaotung oak (*Quercus liaotungensis*).

Especially in dry regions, black locust competes with other plants for water (Halasz et al., 2021). For example, Donaubaue (1974, p. 96) reported that Scots pine mixed with black locust presumably suffered greater damage from the rust fungus *Cenangium ferruginosum* due to water competition. Also, Marter in Erteld (1952, p. 93) made the rare observation that pines near black locust developed red needles and subsequently died.

8.4 Photosynthesis and Light Requirements

As long as water is not limiting, the efficiency of CO₂ uptake largely determines growth performance. Lubimenko (1906) investigated the amounts of CO₂ uptake per 1 g of leaf mass in eight tree species at different temperatures and angles of solar radiation (Tab. 8). Black locust consistently showed about twice as high values as the second-best tree species and operated very efficiently at high temperatures. However, this superiority is relativized by the comparatively small leaf mass of black locust.

According to Lyr, Hoffmann, and Dohse (1963) and Lyr, Hoffmann, and Engel (1964), the growth of black locust is more strongly restricted by shading than that of Scots pine. At 15 % ambient light, black locust reduces its root growth by 85 %, black alder by 79 %, Scots pine by 75 %, birch by 70 %, Douglas fir by 62 %, and red oak by 6 %. At 15 % ambient light, black locust reduces its total biomass by 79 %, black alder by 73 %, birch by 58 %, Scots pine by 55 %, Douglas fir by 48 %, while red oak was even able to increase growth slightly. From 70 to 55 % ambient light, inhibition of symbiotic nitrogen fixation occurs.

There are also differences between individual clones. According to Ábri, Keserű, and Csajbók (2024) and Ábri, Gaganetz, et al. (2024), it is likely that clones PL251 and NK2 have better shade tolerance than the cultivar Üllői and also utilize more intense light conditions more efficiently.

Black locust shows remarkable adaptability to different environmental conditions both in its native habitat and in Europe. Its ability to tolerate drought, grow rapidly, and efficiently utilize CO₂ makes it an interesting tree species for forestry use, especially with regard to climate change. However, the differences between individual clones demonstrate the importance of considering cultivar-specific traits in silvicultural planning.

9 History

During the ice ages, warm-loving species in Europe went extinct, including black locust. The selection of cold-tolerant species may have reduced the range of native options for climate-adapted forest management.

The black locust was first mentioned in writing at the beginning of the 17th century and was presumably first grown from seed in Europe before 1634 by John Tradescant. The earliest records of its presence in Vienna date back to the late 17th century, while its introduction in Hungary is suspected around 1710–1720, although exact dates remain uncertain.

Breeding and performance testing of various black locust cultivars are presented. The focus is on especially vigorous, straight-stemmed, and resistant clones. Targeted breeding began around the 1930s, roughly coinciding with the description of the ship mast locust. Subsequently, over 100 provenances were selected and compared in America, with the Appalachia cultivar being one of the best known today. In Hungary, targeted breeding has been ongoing for almost 100 years, continuously incorporating breeding material from other countries. Today, a wide selection of excellent clones is available.

9.1 Until the Ice Age

In the Oligocene (33.9–23.03 mya; Million Years Ago), deposits of two black locust species were detected in Europe. In the Miocene (23.03–5.333 mya), more than a dozen deposits were identified as black locust species. One from the late Miocene resembles today's North American black locust so closely that its describer was inclined to consider both identical. This form was also widespread in the European region during the Pliocene (5.333–2.588 mya). At the same time, a second black locust species was widespread along the Mediterranean coast of southern Europe. There is no evidence that these black locust species survived the first ice age in Europe (Berry, 1918).

During the ice ages, the Alps and the Mediterranean Sea formed migration barriers for many plant species in Europe. This presumably favored especially cold-tolerant species, while warm-loving and drought-resistant species were displaced or became extinct.

The impoverished native species spectrum could limit the scope of action in times of strong climate warming and complicate adequate management.

9.2 First Written Records

One of the first, if not the very first, written references to black locust (locust tree), or at least to a similar species, comes from Strachey, who recorded this between 1610–1612 (Strachey, 1610/1612): “The bowes are of some young plant, eyther of the *locust-tree* or of weech, . . .” (weech witch-hazel – *Hamamelis virginiana*) and “By the dwellings of the salvages are bay-trees, wild roses, and a kind of low tree, which bears a cod like to the peas, but nothing so big: we take yt to be *locust*.”

It was brought to Europe for the first time in the early 17th century and is now widespread there. However, it is currently unknown exactly how and when this happened. According to current knowledge, it was first listed in 1634 in England by John Tradescant the Elder under the name *Locusta virginiana arbor* (Gunther, 1922, p. 339). John Tradescant the Younger brought several plants from a journey to Virginia and may have been the first to bring black locust seeds to

Europe. Tradescant the Elder was in Paris in mid-1625, where an exchange may have taken place (Ginter and Hautdidier, 2022).

Cornuti (1635, pp. 171–173) described a plant similar to black locust and named it *Acacia Americana Robini*. His description reads: “Succedunt semina Lenticulae similia, quae singula singulis nucleis duris admodum, & ex omni parte echinatis clauduntur.” (The lentil-like seeds are each enclosed in separate, very hard, and spiny capsules.) However, black locust does not have seeds individually enclosed in spiny capsules.

Brosse (1636, p. 28) mentioned an *Acatia Indica*, which was allegedly planted by Vespasien Robin and was still growing in Paris at the time.

Gunther (1922, p. 370) lists seeds from Virginia, received on March 18, 1636, which Parkinson apparently obtained from Mr. Morrice, with the following entry: “A yellow wood called *Locust* long flat blackish browne pods, black round flatt seede kidney like.”

Parkinson (1640, p. 1550) describes the *Acacia Americana Robini* from Cornuti (1635) and gives it the name *Pseudoacacia Americana Robini* to distinguish it from the black locust, which he refers to as *Arbor siliquosa Virginensis spinosa*, *Locus nostratibus dicta*, *Virgin Locus tree*. He writes: “A very like tree hereunto hath beene sent and brought us out of *Virginia*, growing to be a very great tree, and of an exceeding height with Masters *Tradescant*, . . .” and “We have not seene the tree to bear any flowers with us as yet nor fruite, but the cods that came to us, were small, long, and somewhat flat . . . , containing small grayish flat and round seede.” and “. . . is called *Locus* by our Nation resident in *Virginia*.”

There are differing accounts regarding when the first black locust arrived in Vienna. According to Loudon (1838, p. 147), the first black locust in Vienna was planted in 1696 at what is now Palais Pallavicini on Josefsplatz. Jacquin (1825, pp. 15–16) mentions this tree as well as a second black locust of roughly the same age, which was allegedly planted by Emperor Leopold I in the Neue Favorita in Wieden, today the Theresian Academy on Favoritenstraße, possibly around 1690, following the reconstruction of the palace.

Jagr (1949) reports a 300-year-old black locust in the Gatterhölzl area of Meidling, which would suggest it germinated around 1649. Anonym (1949) likely refers to the same tree, describing it as “approximately 300 years old” and located in the park of the Springervilla in Vienna's 12th district, Tivoli-gasse 73. This age estimate is thus only approximate, and the derived germination year is uncertain. Gams (1924, p. 1395) cites the second half of the 17th century as the period when black locust arrived in Austria.

More than 100 years later, Feistmantel (1835, p. 339) wrote about black locust: “Although it is already widespread throughout Austria, one does not see it forming actual forest stands.” (own translation). F. W. Hofmann (1851) recommended the use of black locust among many other tree species for establishing windbreak hedges, as was already being done at that time in Schönaue (Lower Austria) and Altenburg (then in Hungary).

Ten years later, F. W. Hofmann (1861) lamented that, with few exceptions, no one had followed his recommendation, and that the Marchfeld region had suffered major losses

due to wind damage. It is noteworthy that ten years later, significantly fewer species were recommended, namely black locust, tree of heaven, balsam poplar, oak, and black and Scots pine, with the comment: “In the Marchfeld, everything that grows is valuable and can be used profitably” (own translation).

According to data from the Austrian Forest Inventory (Bundesforschungszentrum für Wald, 2025), black locust currently makes up about 12 % of the growing stock in the district forest inspections of Gänserndorf and Mistelbach (Tab. 9).

Vadas (1911, p. 3) concluded from old trees that black locust was first planted in Hungary around 1710–1720, a claim questioned by Ernyey (1926, p. 179). He noted that János György (Johann Georg Heinrich) Kramer recommended black locust for afforestation in Hungary in 1735, but the plan was not implemented, as Prince Eugene of Savoy, who supported it, died in 1736.

According to the Hungarian Forest Inventory (Waldinventur Ungarn, 2015–2019) for the period 2015–2019, black locust covers 421 066 hectares (equal to 19.2 % of Hungary’s forest area) and accounts for a standing volume of 60 987 300 m³ (12.5 % of the total volume of all tree species). It is thus the leading species in terms of area and shares the top position with Turkey oak in terms of volume.

Bund (1899) and Gaskill (1906) report that between five and six million black locust seedlings were distributed free of charge each year for planting, which likely contributed significantly to its widespread establishment in Hungary.

9.3 Selection and Breeding

Even though the genetic diversity of black locust in Europe is said to be limited, there are still notable variations. Michaux (1813, pp. 259–260) reported on a thornless black locust discovered by M. Descemet from Saint-Denis around 1803–1805, which is particularly well suited for coppice forests. In addition, it is said to grow faster than other types.

It was also observed that offspring grown from the seeds of this thornless tree often developed thorns again. However, Michaux (1813) suspected that the seeds from these thorny offspring would once again produce thornless individuals.

Quatrefages (1861, p. 173) described that this variety was propagated vegetatively and has since become widespread around the world.

9.3.1 Propagation

Black locust can be relatively easily propagated vegetatively using *root cuttings*. Since vegetative propagation has been practiced for a long time, it is possible that later selections from different locations are genetically identical (H. Liesebach and Naujoks, 2012).

The diameter of root cuttings should be between 1/4 and 1 inch (0.6–2.5 cm) and about 3–5 inches (8–13 cm) in length. The yield from young trees, especially those dug up in nurseries for transplanting, is significantly better than from older trees (up to 80 % of cuttings from young plants sprout). Up to 50 % of cuttings from older trees sprouted when the roots had a thickness of 2–4 cm.

Root cutting and planting should take place before bud break in spring. Roots must be protected from drying out

and from frost. Horizontally planted root segments had a higher success rate than vertically planted ones, possibly due to incorrect orientation when placed vertically. Vertically oriented roots tend to produce better seedlings but may require marking to ensure correct planting direction. On the other hand, many roots naturally grow horizontally, especially those that produce root suckers in forest settings. From a practical standpoint, it is more efficient to lay root pieces horizontally and cover them with soil than to plant them vertically. Vertically planted cuttings should be covered with no more than 1 cm of soil. In the case of root seeding, 3–5 cm long cuttings are placed horizontally and covered with no more than 4 cm of soil.

For nursery-grown trees, short root stumps of 3–4.5 cm with fine roots are sufficient, as long as they remain in the nursery. Trees planted in forests should have a fully developed root system that has neither been shortened nor harvested for propagation. Light soils such as sandy loam are suitable for propagation, but they must not dry out. Adequate irrigation is necessary until a height of 10–15 cm is reached. Pruning the shoots during the growing phase is detrimental. Cuttings from both herbaceous and woody young shoots rarely develop roots (Swingle, 1937; Rédei, Osváth-Bujtás, and Balla, 2001; Rédei and Osváth-Bujtás, 2005).

When propagated generatively by seed, germination rates can be improved through various pre-treatments. These include soaking the seeds in water for one to two days, brief heating (e.g., by pouring hot water over them for a few seconds), or nicking/scarifying the seed coat. On mining spoil heaps, the germination rate of untreated seeds was only between 3 % and 17 %, and the survival rate of resulting seedlings ranged between 23 % and 78 % (Limstrom and Merz, 1949).

According to Drăghici et al. (2024), both the substrate and the watering method influence seedling establishment. Slightly acidic, nutrient-poor, loose soils performed best under moderate to high irrigation, while alkaline, nutrient-rich soils showed poorer results. However, these differences were not statistically significant.

Vegetatively propagated plants have low genetic variability. To counteract this, some varieties are offered as clonal mixtures. Even seed-propagated plants can exhibit low genetic variability if they originate from clonal seed stands. To obtain genetically diverse seed material, the harvested stands must be heterogeneous (Pakull et al., 2024). However, in contrast to vegetative propagation, it is uncertain whether the resulting trees will still express the desired traits.

Hungarian stands show high genetic variation within populations and only minor differences between them, which is attributed to seed propagation and seed movement across the country. In Germany, by contrast, predominantly vegetative reproduction from a few local trees has resulted in low genetic diversity within stands, but high variation between them (H. Liesebach and Schneck, 2011).

9.3.2 Honey Production

Keresztesi (1983) classified selected black locust cultivars into three categories: (1) Timber production (for high-quality sites), (2) Poles and posts (for medium-quality sites), and (3) Beekeeping and ornamental planting. Some cultivars are considered suitable both for forestry and honey production.

For honey harvesting, particular interest lies in early-flowering types (*var. praecox*), late-flowering types (*var. galiana*), and continuous or multiple-flowering types (*var. semperflorens* Carrière). The nectar potential of different melliferous plants varies significantly and is shown in Table 10. Black locust exhibits a high honey yield potential, ranging from 48 to 1600 kg/ha.

The black locust is also important for pollinating insects. A total of 20 wild bee species have been recorded on black locust trees in urban environments. 59% of these species collected both nectar and pollen, making black locust a valuable resource for wild bees (Hausmann et al., 2016).

9.3.3 Early Beginnings

Black locust cultivars were described by Kondor (1908), who also discussed the possibilities of breeding. He addressed, among other things, the external form of the tree as well as the placement and growth of its branches.

Breeding of black locust began in Hungary in 1930, initiated by R. Fleischmann (Keresztesi, 1983). Fleischmann (1933) noted that breeding for drought resistance would be a promising endeavor. For this purpose, he collected seeds from local Hungarian black locust trees but also obtained seeds from American provenances (Washington State Forest; Asheville, North Carolina; Jarfield, Ohio; East Lansing, Michigan). Not only height and diameter growth, but also differences in thorn length among the various provenances were observed.

According to Bloese et al. (1992) and Mebrahtu and Hanover (1989), fast-growing cultivars tend to have larger thorns. However, through combined selection, it should be possible to achieve both high growth performance and reduced thorn length.

Drought Resistance and Rooting Depth According to Guse, Schneck, M. Liesebach, et al. (2011), there is a positive correlation between drought tolerance and biomass production, suggesting that selecting vigorously growing varieties can simultaneously lead to the selection of drought-resistant ones.

The root form (shallow or taproot) is also considered an important selection criterion in black locust breeding for arid regions. According to Bunker and Thomson (1938), black locust roots can reach depths of up to 26 feet (7.9 m), and according to Leopold et al. (2000, p. 424), 20–25 feet (6.1–7.2 m). According to Lyr and Hoffmann (1967), they can already reach depths of 1.5–2 m in the first growing season, which helps them survive periods of drought. Blümke (1955/1956, p. 38) reports that a one-year-old seedling can reach a root depth of 2.32 m.

Based on the literature compiled by Stone and Kalisz (1991) on root extension, black locust is among the tree species with the deepest-reaching root systems. However, this is always dependent on site conditions. For example, spruce, often characterized as a shallow-rooted species, has been measured with sinker root depths of up to 6 m on suitable soils. For Douglas fir, depths of 10 m have been reported, 9 m for pedunculate oak, and 8.2 m for Siberian elm.

9.3.4 Shipmast Locust

With reference to the Shipmast Locust (Raber, 1936), it was mentioned that the Hungarian breeding program also includes wood quality and resistance breeding against pests.

Mihályi (1937) reported that he first heard about robust, straight-growing locusts from America at the IX IUFRO World Congress in 1936 in Budapest. As a result, Hungary requested seeds from a certified locust stand in America, and he received a package with root cuttings of the Shipmast Locust.

Although the first publications I found that explicitly state the goal of breeding straight-stemmed locusts date from the 1930s, some illustrations in Vadas (1911) already show straight-stemmed locusts that were likely planted around 1850. Gaskill, 1906 also notes that individual trees can grow quite straight.

Wangenheim (1781, p. 67), who was in North America from 1777, writes about the locust tree: “This tree grows fairly fast, *very tall and straight*, and also reaches a considerable thickness. . . . It is therefore used solely for utility wood.” (own translation), However, Wangenheim (1781, pp. 22–23) also reports: “The seeds were obtained through certain persons in America who had not the slightest knowledge of their selection and ripening and pursued this trade solely for profit. . . . Germany has so far been largely planted with such degenerated, nursery-bred stems produced in the English schools.” (own translation)

Michaux (1813, p. 249) differentiates between locusts whose heartwood is red (best quality), green (moderate), or white (lowest quality), and speculates that the variations in color result from the different soils on which the trees grew. He also describes that the forests on Long Island were largely destroyed during the War of Independence, after which locusts were planted there.

Cobbett (1825) also described various types of locusts (Yellow, Sweet, Water), each yielding different wood qualities, and thus emphasizes the importance of the variety. According to him, the best varieties come from near Harrisburg, Pennsylvania, from where he obtained his seeds. Cobbett was on Long Island from 1817 to 1819 and reported on very durable locust wood. In 1819, he brought locust seeds to England and is said to have sold more than a million trees.

Hicks (1883) reported on black, yellow, and white locusts on Long Island, with only the yellow variety being of high value. The yellow type reportedly forms coarse bark, is more difficult to propagate by seed, and can reach heights of 90 feet (27 m). This locust was reportedly used for reforestation in *Austria and Hungary*.

Hopp (1941b) classifies locusts into the primary classes *determinative* and *diffusive*, the latter appearing only in solitary trees. The determinative type is further subdivided by the height of the wind attack point (form point) into *pinnate*, *spreading*, and *palmate*.

determinative: clearly defined stem, with either no or consistent branching and curvature

pinnate: feathered, determinative, low form point – A-shaped crown

spreading: spreading, determinative, high form point – umbrella-shaped crown

palmate: hand-shaped, diffusive

diffusive: many small branches, but no easily recognizable main stem

The *best provenances* come from the pinnate class, which was found in the natural range only in Elkins, West Virginia, at high elevations. Spreading types mostly form crooked stems. In dense stands, the stem form of palmate types is also quite good, whereas pinnate types tolerate dense stands less well.

Cope (1929) differentiates between black, yellow, and white locusts and suggests that these differences are not site-related but are instead due to varietal differences, as the types occur side by side on Long Island. The wood of the black variety is considered more durable, and the tree reportedly grows very straight. However, this variety is not exclusive to Long Island.

According to Detwiler (1937), Charles F. Swingle proposed in 1934 to name the yellow locust, due to its long, straight trunk, the *Shipmast Locust*. This name was first published by Raber (1936), without mentioning that the idea did not originate from him. He gave the variety the name *Robinia pseudoacacia* var. *rectissima*. It reportedly grows straight even in open stands and can reach heights of up to 100 feet (30 m). It is said to occur in New Jersey, New York, Long Island, and Massachusetts. Its wood is said to be more durable, its crown narrower, its bark coarser, its growth more vigorous, and its insect resistance better. It produces few flowers, its pollen has low germination capacity, and the tree has little to no seed production, so it is mostly propagated vegetatively.

According to United States Forest Service (1948, p. 321), it is clearly inferior in the central states to the native locust there, more susceptible to locust borers, but does produce many seeds in that region.

Minckler (1948) reported on a reforestation in Illinois in 1935, where seeds from the best local natural stand and root cuttings from the Shipmast Locust from Long Island were used. A comparison of the two in 1948 showed no significant differences in form or growth.

According to Hopp (1941a), the Shipmast Locust has smaller thorns and broader leaves. On sites with poor growth, the common locust shows better growth performance than the Shipmast Locust, which tends to die back at the top, halting height growth.

Hopp and Grober (1947) stated that up to the age of 50, the common locust outperforms the Shipmast Locust in growth. After that, the growth rate of the common locust declines, while the Shipmast Locust maintains high growth rates.

Resistance to Wood-Destroying Insects and Fungi Hirt (1938) and Toole (1938) compared the resistance of common black locust and the Shipmast Locust to wood-decaying fungi. The Shipmast Locust showed greater resistance in two out of the four fungi species tested.

Scheffer and Hopp (1949) compared the black locust variants Flowerfield (a previously undescribed clonal cultivar), Shipmast, and ordinary seed-propagated locusts with regard to their resistance to wood-decaying fungi. Flowerfield proved to be the most resistant, followed by Shipmast. The ordinary locust was significantly more susceptible. Resistance also varied within individual trees depending on the location of the wood. The outer heartwood at the base of the trunk showed the highest resistance, while the inner heartwood had the lowest.

According to Dünisch et al. (2009), the first 10–20 growth rings adjacent to the pith show significantly lower resistance to fungi than the rest of the heartwood.

The heartwood formed during the juvenile phase of the tree lost an average of 17.0% of its wood mass within 16 weeks, while heartwood formed at a more mature age decreased by only 1.7%. The decay rate in the wood near the pith varies considerably and is likely influenced by site conditions as well as the genotype of the tree (Brischke et al., 2024).

Szczepkowski et al. (2025) also found that the resistance of black locust wood increases significantly with age.

The mechanical strength of the wood is also reduced in the innermost core from the first 7–11 years, whereas wood density shows little difference (Adamopoulos et al., 2007; Bijak and Lachowicz, 2021).

According to Stringer and Olson (1987), basic density increased from 0.57 g/cm³ near the pith to 0.68 g/cm³ near the cambium. Fiber length also increased radially from 0.75 mm (pith) to 1.06 mm (cambium).

Resistance to Insects Hall (1937) and Cummings (1947) describe that a large proportion of the black locust trees planted in the United States were grown from seeds harvested in Europe. When seed was collected in America, even small, low-quality trees, often infested by the locust borer, were harvested. In 1935, the resistance of the Shipmast Locust was compared to that of the common black locust, showing that the Shipmast Locust was less susceptible to the locust borer, and that susceptibility decreased with increasing site quality.

Wollerman (1968) observed that clones appearing resistant in the first year were infested in the following year. Among the ten clones compared, apparently including Appalachia, Allegheny, and Algonquin, Clone 4193 (likely BN-4193 = HC-4148, which, like Allegheny, originates from Barton (Santamour, 1960; U.S. Department of Agriculture Soil Conservation Service National Plant Materials Center et al., 1987)) showed the lowest infestation on a heavily affected site, with an average of 10 locust borers per tree. The next-best clone (No. 8450) had 22 borers per tree, while Appalachia was the most heavily infested with 38 borers per tree.

Genys and Harman (1990), Bridgen (1988), and Mebrahtu and Hanover (1989) also demonstrated that different provenances vary in terms of growth performance and pest resistance. However, reliable conclusions require long-term and multi-site observations.

Provenance There is general agreement that the Shipmast locusts described on Long Island were planted and had clearly been previously selected somewhere for propagation. Some authors speculate that the variety originated in Virginia (Hicks (1883) over 100 years ago, Raber (1936) around 1700, Detwiler (1937) in 1683), while others state that its origin remains unclear (Raber (1938)).

Detwiler (1937) notes that even better black locust trees continue to be selected and that, as of 1934, a state nursery in North Carolina was actively propagating Shipmast locusts.

Cope (1938) describes that Shipmast locusts can be found throughout the Hudson Valley, though their tops were killed back during a cold winter, except for apparently frost-hardy

variants found in Saratoga and Washington, which he considers more suitable for propagation.

9.3.5 Selection in North America

According to Santamour (1970) and U.S. Department of Agriculture Soil Conservation Service National Plant Materials Center et al. (1987), over 100 black locust clones were collected between 1938 and 1943 that exhibited high growth rates, good stem form, and low infestation by the locust borer. Most of the stands examined were located outside the species' natural range and had developed from earlier plantations (Hopp, 1941b).

The collected clones were tested between 1943 and 1950 in Beltsville, Maryland. Of these, five were selected, including the *Shipmast Locust* from Long Island. However, this clone performed worse than the others in terms of growth, resistance, self-pruning, and stem straightness (Santamour, 1960).

In 1950, 15 additional clones from native stands were added to the program. Between 1948 and 1965, 46 test plantations of the selected clones were established. Many of these plantations contained fewer than ten clones, and only the Cape May site included all 20 clones. Fifteen of these sites were relocated and measured by Ruffner in 1985 (Bongarten, 1992). From this evaluation, the three clones *Appalachia*, *Allegheny*, and *Algonquin* were selected. These three were part of the original five clones selected in 1950.

These three clones are also mentioned in Bridgen (1988), where, on one test site, *Algonquin* achieved a height of 157 cm after two years, followed by *Appalachia* with 138 cm, making them the two fastest-growing sources among 26 tested. These three clones were propagated vegetatively, whereas the other provenances were propagated generatively via seed. In the same study, the provenance from Caryville Campbell (No. 716, 36°18'N 84°13'W), which was planted on different test plots from the three clones, also showed significantly greater height growth compared to the remaining 55 provenances.

Bongarten et al. (1992) compared 24 provenances on a test site in Georgia (33.3°N; 83.5°W; elevation 130 m), where FamilyNr. 716 was again among the more vigorous. However, after two years, it was outperformed by five families, and after three years by nine families in terms of biomass yield. No. 716 produced 10.5 t biomass/ha after three years, while the best family (No. 704) produced 15.0 t/ha. Family 704 had already outperformed the others in the first year. The plants were also sorted by size each year, and it was observed that in one year, the larger plants grew faster, while in the following year the smaller ones had greater growth. The greatest gain in growth performance is expected through selection of individual trees followed by vegetative propagation.

According to Cummings (1947), seedlings grown from fast-growing parent trees also exhibit better growth than those from slow-growing trees, provided the seed trees are younger than 25 years.

Appalachia: (HC-4138; BN-4191; NA-4913; 9030613) was discovered between Blackwood and Appalachia in Virginia (approx. 36.91°N; 82.70°W) and named in 1956. It exhibits excellent growth and form. This clone has a straight, cylindrical stem, thin and well-branched limbs, good natural pruning, and is more susceptible to browsing. It yields

85 % saw timber (U.S. Department of Agriculture Soil Conservation Service National Plant Materials Center et al., 1987; Zsombor, 1980; Kapusi, 1995).

Allegheny: (HC-4146; BN-4192; NA-4914; 9030614) originates from near Bartow in West Virginia (approx. 38.54°N; 79.78°W), was named in 1987, and displays excellent vigor, straight and unbranched stems, and an above-average diameter at breast height (DBH) both in youth and maturity (U.S. Department of Agriculture Soil Conservation Service National Plant Materials Center et al. 1987).

Algonquin: (HC-4149; BN-4194; NA-4916; 9030615) originates from near Thornwood in West Virginia (approx. 38.56°N; 79.74°W), was also named in 1987, and shows the best growth performance as well as above-average resistance to the locust borer (U.S. Department of Agriculture Soil Conservation Service National Plant Materials Center et al., 1987).

The discovery sites of Allegheny and Algonquin are estimated to be about 2 km apart and are located approximately 50 km from Elkins, which, according to Hopp (1941b), is home to the best provenance within the natural range of black locust.

To ensure a certain level of genetic heterogeneity, it is recommended to plant all three clones together. Due to its superior growth performance, Algonquin should constitute 50–80 % of the planting. This clone mixture is referred to as the *Steiner Group*, named after the breeder Wilmer W. Steiner.

The samples of the clones Allegheny and Algonquin examined by H. Liesebach and Naujoks (2012) were genetically identical and also matched an earlier delivery of Appalachia. However, a more recent delivery of Appalachia showed genetic differences from the others. However, this matching may also result from the fact that the microsatellite markers only capture very small sections of the core genome.

In M. Liesebach and Jablonski (2021), a distinction is made between Appalachia-4138 and Appalachia-4191. According to U.S. Department of Agriculture Soil Conservation Service National Plant Materials Center et al. (1987), there is an original SCS (Soil Conservation Service) Hillculture (HC) number and a later Beltsville (BN) designation, and for Appalachia, these are HC-4138 (also written HC-41-38) and BN-4191, all referring to the same clone. In addition, there is an NRCS (Natural Resources Conservation Service) number for Appalachia, which is 9030613, a NA number (presumably referring to the National Arboretum) as NA-4913, and another code from the Morris Arboretum: 50-308. For some numbers, the first two digits likely indicate the year.

9.3.6 Modern Breeding in Hungary

Straight-growing black locusts have been known for a long time, and there was an exchange of selected propagation material (seeds and root cuttings). According to (Keresztesi, 1983), the experiments conducted by R. Fleischmann were lost during World War II; however, on page 224, he shows an image of 44-year-old rectissima black locusts in the Gödöllő Arboretum, which likely originated from root cuttings received by Mihályi (1937) from America. Ongoing measurements were published by Bujtás (1984).

Breeding was restarted in 1951 in Budapest by F. Tuskó and B. Keresztesi and intensified in 1955 by F. Kopecky. The aim was, on the one hand, to select fast-growing, straight-stemmed, and frost-resistant trees, and on the other hand, to breed varieties with an extended flowering period and increased nectar production (Kopecky, 1965; Rédei, Osváth-Bujtás, and Keserű, 2007; Csiha et al., 2016).

In 1958, Antal Kisrómai discovered stands of acacia in several parts of the country whose stem and crown forms closely resembled those of the Shipmast Locust. On the advice of Keresztesi and the experimental station, he propagated a considerable quantity of planting material from this stock by means of root cuttings and grafting. Keresztesi observed that the straight-stemmed acacia form discovered by Kisrómai occurred in many acacia stands throughout the country and subsequently began to systematically expand its selection and propagation (Kopecky, 1965).

To achieve the breeding objectives, trees with good stem form were crossed with those exhibiting good growth. To reduce thorn length, the variety “inermis” was introduced into the breeding process (Kopecky, 1965).

A clonal bank was established to carry out clone evaluations and crossing experiments. Additionally, straight-stemmed black locusts were sought in all black locust forests across Hungary. Cuttings were tested in Gödöllő and the best individuals were propagated vegetatively. In 1964, 134 of these straight-growing varieties were planted and compared. Currently, Gödöllő hosts 210 clones and cultivars on an area of 50 hectares (Rédei and Osváth-Bujtás, 2005; Csiha et al., 2016).

Keresztesi (1974) presents an evaluation of seven cultivars regarding growth performance, with Nyírségi, Röjtökmuzsaji, and Üllői standing out in particular. Additionally, a graphic illustrates 32 black locust cultivars according to four quality classes (very good, good timber, vineyard stakes, firewood). The best-performing cultivars are listed in Table 11. Further interesting provenances were also compared, some of which are shown in Table 12. Among them, Appalachia, HC-4146 (=Alleghegy), HC-4148, and HC-4149 (=Algonquin) are American cultivars, while Péntesdombi is a Romanian variety.

A summary of this can also be found in Keresztesi (1983), showing that selections from America and Romania arrived in Hungary almost simultaneously and were tested there.

Blümke (1955/1956) reports that clone HG-4138 from Blackwood (likely a typographical error, actually HC-4138, i.e., *Appalachia*) was approved for commercial use in the Netherlands. This demonstrates that this selection also spread to other countries.

The following cultivars were registered in Hungary in the early 1980s:

Zalai: Registered in Hungary in 1973 (Keresztesi, 1983)

Nyírségi: Registered in Hungary in 1973, 6 clones, vigorous crown, requires dense spacing due to tendency to branch, pruning necessary at wide spacing, thorn length 13 mm, low seed production (Keresztesi, 1983; Kapusi, 1995; Ábri, 2024)

Rozsaszin AC: Registered in Hungary in 1973, 6 clones, pink flowers, honey-producing (Keresztesi, 1983; Kapusi, 1995)

Jászkiséri: Registered in Hungary in 1979, 1 clone, vigorous growth, large crown, thick branches, thorn length 19 mm, tendency to branch => requires dense spacing, low lignin content (Keresztesi, 1983; Zsombor, 1980; Kapusi, 1995; Ábri, 2024)

Kiskunsági: Registered in Hungary in 1979, straight cylindrical trunk, thin branches, large thorns, 41 % saw timber yield (Keresztesi, 1983; Zsombor, 1980)

Péntesdombi: Registered in Hungary in 1979, from Romania very fast-growing, 66 % saw timber yield, few small thorns (Zsombor, 1980)

Csázátötélési: Registered in Hungary in 1979, straight trunk, thin-branched, large thorns, early bud burst, 37 % saw timber yield (Zsombor, 1980)

Appalachia: Registered in Hungary in 1979, from the United States

Üllői: Registered in Hungary in 1982, from Üllő Forest Department 10D by J. Fila, 3 clones, straight trunk, 44 % more wood mass of highest quality, thorn length 10 mm, low seed production (Bach, 1983; Kapusi, 1995; Rédei, Keserű, Bach, et al., 2020; Ábri, 2024)

Debreceni-2: Candidate in Hungary in 1979 (Keresztesi, 1983)

For saw timber production, Nyírségi, Kiskunsági, Jászkiséri, Péntesdombi, *Röjtökmuzsaji*, *Góri*, and Appalachia are considered well-suited, with Kiskunság also producing a significant amount of honey. Besides growth form and growth performance, selections were also made based on resistance to late frost, viruses, and insects. The new clones are also tested for susceptibility to insects and fungi (Ábri, Keserű, and Koltay, 2024).

In the 1980s, Imre Kapusi selected approximately 50 000 particularly large one-year-old seedlings, from which the best 125 were selected at the age of 8–12 years. From these 125 parent trees, 8 were chosen whose generatively propagated offspring exhibited the highest wood production in progeny tests and form a seed plantation from which *Turbo* seedlings are derived. In a further step, from the seedlings of these 125 parent trees, after another 17 years, 70 plus trees (OBE01–OBE70?) were selected, which form the basis of the cultivar *Turbo Obelisk*, with OBE26, OBE34, OBE53, OBE54, and OBE69 being registered (Szabó, 2014; Németh et al., 2022).

Comparisons between some of the originally selected 125 clones (Group A) and their progeny (Group B) were conducted by Barna and Szulcsán (2009). Clones from Group A took the top three places in height growth. Regarding diameter increment, a clone from Group B showed the best result, followed by two clones from Group A.

Turbo: Seedling, fast-growing (Németh et al., 2022)

Turbo Obelisk: 3 clones (OBE26, 34, 53), 5 clones (OBE26, 34, 53, 54, 69), fast-growing, straight-stemmed (Németh et al., 2022)

According to Rédei, Osváth-Bujtás, and Veperdi (2008), good quality can only be produced on sites with sufficient

moisture and well-aerated, preferably light, nutrient- and humus-rich soils. To expand the range of suitable sites, drought resistance was selected for in the 1990s under the direction of Károly Rédei, with the following cultivars:

Vacsi: PV 201E 2/1, from Pusztavacs, straight trunk, medium vigor, fine-branched, small thorns

Szálás: drought-resistant

Oszlopos: PV 233A/1, from Pusztavacs, straight trunk, medium vigor, thorn length 1–3 mm

Homoki: MB 17D 3/4, from Mikebuda, slightly curved trunk, vigorous growth, thorn length 5–8 mm

Bácska: KH 56A 2/5, from Kéleshalom, tends to fork, vigorous growth, thorn length 6–12 mm

Among these, Vacsi, Homoki, Bácska, and PV201E2/4 are particularly promising regarding quality and growth performance (Rédei, Keserű, Csiha, et al., 2018; Keserű et al., 2021; Ábri, Cseke, et al., 2023; Ábri, 2024).

In the late 2010s, selection continued focusing on drought resistance combined with rapid juvenile growth and high stem quality, using the following cultivars (Ábri, Cseke, et al., 2023; Ábri, 2024):

PL251 – Püspökladányi: straight cylindrical trunk, good growth, short thorns

PL040 – Farkasszigeti: straight cylindrical trunk, fine-branched, medium vigor, large thorns

NK1 – Laposi: nearly straight trunk, moderate height growth and strong diameter growth, small thorns

NK2 – Napkori: straight cylindrical trunk, vigorous growth, fine-branched, small thorns

These cultivars outperformed Üllői in diameter and height increment during the juvenile stage.

9.3.7 Selection in Other Countries

Schröck (1953) attributes the low appreciation of black locust to its crooked growth, which, however, can be remedied through breeding. In the teaching and experimental districts Sauen, Schlepke, and in the farmers' forest Hasenholz, clones with completely straight shafts were found.

Erteld (1952) mentions, besides the district Sauen, also the district forestry office Spitzberg with straight-shafted black locusts. In Sauen, Privy Councillor Bier and his son Prof. August Bier are said to have established single-stem seedlings from particularly good mother trees.

In addition to clones from the Buckow district, Naujoks et al. (2005) also lists clones from the Sauen district already mentioned by Schröck (1953).

Naujoks et al. (2005), M. Hofmann et al. (2020), Lange, Knoche, Schneck, et al. (2021), and Lange, Knoche, Hanschke, et al. (2022) report on a cultivation trial where 12 pre-selected black locust clones, three stand-origin seedlings, and two plantation-origin seedlings were planted on four experimental plots in the winter season 2013/2014. For some of these, it

was known that they originated from Hungary, but not their variety, which could partly be reassigned through genetic analyses. The variety Kiskunsági was propagated by seed rather than vegetatively.

In the 1990s, 33 vigorous and straight-shafted black locust plus trees, with few or no large branches, were selected in Brandenburg, six of which were established as tissue culture clones and included in the trial (Robert, Roger, Romy, Rowena, Roy). The varieties Bendida and Tangra from the company Lignum from Bulgaria and Cuci from Romania were also used. Differences in vitality at age 5 were recorded, with Appalachia, Nyírségi, and Fraport3 (=Zalai?) showing the highest proportions of fully vital trees on two test sites.

Regarding steep branches, Bendida (45.4 %), Fraport3 (46.3 %), Romy (50.0 %), and Cuci (51.9 %) performed best; regarding terminal shaft formation, Fraport3, Appalachia, Nyírségi, Bendida, Romy were top, and in terms of straightness, Fraport3, Jászakiséri, Appalachia, Bendida, and Nyírségi were the best.

Regarding height growth over 6 years, Fraport3 (7.54 m), Roger (6.93 m), Rowena (6.84 m), and Appalachia (6.76 m) showed the strongest growth. In the dry year 2018, Appalachia (0.86 m), Roy (0.73 m), Romy (0.72 m), Rowena (0.70 m), and Fraport3 (0.68 m) had the greatest height increments.

The highest biomass gains over 6 years were recorded for Fraport3 (6.9 t/ha), Roger (6.1 t/ha), and Romy (6.1 t/ha). According to Löffler et al. (2017), the clones Fra3, Rowena, and Roy performed best in terms of growth performance.

Guse, Schneck, Wühlisch, et al. (2015) compared 55 provenances from 7 countries with respect to growth performance. It was shown that high yields in the greenhouse do not automatically correlate with good performance in the field. The provenances Nessebar (Bulgaria) and Waldsiefersdorf III (Germany) showed above-average yield performance.

According to Dimitrova (2024), seedlings of the Bulgarian clones Pordim-10, Pordim-13, Obretenik-1, Obretenik-6, and Ryahovo-1, as well as the Hungarian clones Szajki and Nyírségi, exhibit high growth performance.

According to Dini-Papanastasi (2004), the clones A-7B(6), A-B(3), and B-2B(8) showed the highest growth performances, are among the clones with many leaves, and consistently had longer thorns than the weaker-growing clones with fewer leaves.

Budău et al. (2023) compared the Romanian clones S1, S2, S3, and S4, where S4 performed best both in terms of the number and the height of shoots.

In Poland, 28 straight-shafted clones from 7 stands were collected in 2014. The stands are: Krosno-90b, Krosno-232i, Cybinka-98y, Wołów-194f, Pińczów-426f, Strzelce-150Am, Mieszkowice-210j, and Wyszanów (Wojda et al., 2015).

Large areas in Korea have been reforested with black locust to combat soil erosion. Seventy percent of honey production comes from black locust. Straight-shafted selections include Hapcheon and Daegu (K. J. Lee et al., 2007).

9.3.8 Comparative Plantations

Comparative plantations with non-native tree species were published in Austria by Cieslar (1901). Black locust was not investigated in these studies. Likewise, in Germany, black

locust was not examined in comparisons of non-native tree species (Schwappach, 1901).

“Based on the positive experiences made so far with Weymouth pines, black locust, American black walnut, red oak, and Douglas fir planted in native forests, Cieslar advocates conducting cultivation trials with exotic species and announces planned exotic cultivation experiments from the research institute. . . . Black locust and various poplar species were excluded from the exotic inventory because they could already be considered “native” due to their wide distribution in eastern Austria” (Rannert, 1979, own translation).

As long as the aim is to check whether a tree species can grow at all in a new region, this restriction may be justified. However, if the goal is to find the species with the best performance, all promising species, both native and non-native, must be planted and compared, as was already demanded by Réaumur (1721, p. 300):

“Il ne faudroit commencer qu’à défricher de très-petits cantons, & à les planter de différentes sortes d’Arbres, pour voir ceux qui y réussiraient mieux.” (One should initially clear only very small plots and plant them with different kinds of trees to find out which grow best there.)

“Enfin il faudroit tâcher de reconnoître les terrains les plus propres à chaque espèce d’Arbres, & ne leur donner que Les espèces d’Arbres qui leur sont propres.” (Finally, one should try to identify the soils most suitable for each tree species and give them only the tree species that are appropriate for them.)

“Notre attention ne devoit-elle pas aller jusques à chercher si les pays étrangers n’ont point des Arbres qui nous seroient utiles, qui croîtreient aisément dans le Royaume?” (Should our attention not even extend to searching whether there are trees from foreign countries that would be useful to us and would easily grow in the kingdom?)

Also, Carlowitz (1713, p. 253) considered using non-native tree species if they had good properties:

“... and that European [wood] is not equal to those [foreign types] in quality; and thus greater benefit might perhaps arise from the propagation of foreign wild trees rather than from delicate exotic plants. Moreover, wild wood, being of a more durable and stronger nature, could be propagated more easily than the latter, especially by means of seed. . . . to cultivate useful Indian or other foreign wood also in Europe.” (own translation) (. . . and since European wood is not equal in quality to foreign varieties, greater benefit might be gained from cultivating foreign wild trees rather than delicate ornamental species. Wild trees, being more durable and robust by nature, may also be more easily propagated, especially by seed. . . . with the goal of establishing useful American or other foreign timber species in Europe.)

9.3.9 Austria

In Austria, in the 1980s, Ferdinand Müller selected the variety *Tulln* for biomass production in short rotation. Growth form was not a selection criterion.

Müller (1990) aimed to create a clone mixture, a multi-clone variety composed of about 30 clones, referring to Hühn (1986), who recommends 20–40 components depending on the expected risk of infection.

“Currently, the goal is to propagate the ten most vigorous clones in larger numbers for broader cultivation trials and to

select additional clones to increase the number of clones. Only when 30 clones tested at multiple sites are available will the use of the planting material be recommended. Even then, a continuous change in clone composition through the removal of less suitable clones in favor of more productive selections will ensure variation in the genotype composition of future short rotation plantations.” (Müller, 1990, own translation).

Comparative plantations were established in 1982 in Karlwald near Halbtorn and Rusterwald near Neusiedel, in 1985 in St. Margarethen, and in 1988 in Riedenthal near Mistelbach. Short rotation areas were established in 1984 in Wasserburg near St. Pölten and in 1985 in Bruckneudorf, biomass trials in 1987 in Neckenmarkt and in 1988 in Nickelsdorf.

An evaluation of a biomass trial plot newly established in 1985 in the Tulln experimental garden showed, for a 4-year rotation period, an average dry matter production over all Austrian selections of 7.44 t/ha/year, 10.07 t/ha/year for the ten most vigorous clones, 5.93 t/ha/year for Appalachia, and 4.07 t/ha/year for Nyírségi (Müller, 1991). According to Rédei and Veperdi (2005), the yield in the first rotation is lower.

The evaluation of the Riedenthal plot was also published, as it had to be abandoned due to the construction of a motorway. The varieties compared were Tulln 81/29, Tulln 81/55, Tulln 81/62, Tulln 81/66, Tulln 81/83, Tulln 83/09, Tulln 83/10, Zalai, Nyírségi, Jászkiséri, and Appalachia.

Appalachia had about 55 %, Nyírségi and Jászkiséri about 40 %, and Tulln 83/10 20 % straight-shafted stems. Including slightly curved stems in these varieties, the total proportion amounts to around 70 %.

Regarding diameter, Jászkiséri is among the strongest and Nyírségi among the weakest varieties (Schüler et al., 2006).

However, these diameter differences are likely due to site differences, as Heinze et al. (2014) found that the two clones identified as Jászkiséri and Nyírségi on the trial plot are genetically identical. This is even more surprising because Jászkiséri consists of one clone, whereas Nyírségi consists of six clones.

High-quality black locust varieties have been reported in Austria, for example, by Müller (1991), Iby (1998), and Demel (2004). All three articles include photos of straight-growing black locusts.

However, there is the impression that at that time the focus was on stand conversion and mixed growth management, especially to reduce black locust.

Black locust is quite common on trial plots in Austria, but only in the form of stakes marking the plot boundaries or as fence posts.

In 2001, Werner Ruhm established an experimental plot with locust trees in Glaswein, partly to save remaining plants from the nursery from destruction.

The varieties compared there are Tulln 81/29, Tulln 81/62, Appalachia, Nyírségi, and Jászkiséri.

Since the planting material for this trial plot was obtained from the same nursery as for the Riedenthal plot, the varieties Nyírségi and Jászkiséri might also be identical here.

Particularly convincing in quality is Appalachia (Fig. 11), which was initially inferior to the other varieties in growth performance but almost caught up by the age of 25 years.

In 2008, a trial plot with the variety Tulln was established in

Laa an der Thaya. In 2011, additional plots with the varieties Tulln, Nyírségi, and Zainet as well as another plot with the variety Üllői were established in Groß Harras. These plantations were set up by the Chamber of Agriculture of Lower Austria within the framework of the project “Bewirtschaftung von Energieholzplantagen” (Management of Energy Wood Plantations) (Huber, 2018).

Older stands of straight-growing black locust also exist in Austria. For example, the seed source stand Rob1 (8.1/ko) at Weichselberg near Oberwinden, Gutenbrunner Forest, Herzogenburg in Lower Austria, whose plants germinated around 1934 (Fig. 12).

Heinze et al. (2014) compared this stand using 14 microsatellite markers with Appalachia, Jászakiséri, Nyírségi, Tulln 81/29, Tulln 81/62, and three black locust trees from Mariabrunn, but could not find any match.

As mentioned earlier, there was likely a mix-up at the nursery from which the clones called Jászakiséri and Nyírségi were obtained, since they were genetically identical.

A 20-year-old stand near Oberwinden had a top height of 23 m and a DBH of 25–30 cm. An 80-year-old stand had a top height of 31 m and an average DBH of 43 cm.

9.3.10 Selection of Varieties

Bloese et al. (1992) observed that the performance of individual families is relatively stable across different environments and suggests that selecting varieties for specific sites may not be necessary.

However, I do not expect that a single variety will be the best in all situations. Therefore, it is encouraging that there is now a large number of black locust varieties available, even when limiting the selection to those with the straightest growth.

Black locust varieties can be propagated relatively easily by root cuttings, whereby breeder’s rights must be observed.

In Austria, there are hardly any comparative plantations, and if so, only for older varieties. Additionally, there have been cases of variety mix-ups.

For a sound decision-making process, demonstration plots would be desirable to enable practical experience and provide a realistic impression of variety performance.

Among the varieties described in the literature as high quality, the following appear particularly promising:

North America: Appalachia, Allegheny, Algonquin

Hungary: Zalai, Kiskunsági, Csázátötélési, Üllői, Zajki, Röjtökmuzsaji, Góri, Turbo, Turbo Obelisk, Vacsi, Oszlopos, Püspökladányi (PL251), Farkasszigeti (PL040), Napkori (NK2)

Romania: Pénzesdombi, Oltenica

Bulgaria: Bendida, Tangra, Pordim-10, Pordim-13, Obretenik-1, Obretenik-6, Ryahovo-1

Poland: Krosno-90b, Krosno-232i, Cybinka-98y, Wołów-194f, Pińczów-426f, Strzelce-150Am, Mieszkowice-210j, Wyszanów

China: Lüman Qingshan, Miyuan 1

Korea: Hapcheon, Daegu

Germany: Romy

Austria: Oberwinden

Due to previous mix-ups of individual clones (Heinze et al., 2014; H. Liesebach and Naujoks, 2012), an investigation would be useful to clarify whether these varieties actually differ.

Early and late frosts or drought can cause the crown to die back, resulting in crooked stems. If these influences occur in one region but not in another, a clone may grow straight-stemmed at one site but crooked at another.

According to Erteld (1952, p. 48), black locust trees are considerably better formed on fertile sites.

Differences in juvenile growth between varieties might be due to certain varieties allocating a larger proportion of their growth resources to root development than others. This could in turn explain their varying resistance to drought.

For experimental plots, it is advisable to include a commonly used single-clone variety as a reference. Appalachia would be suitable for this purpose, but it should first be clarified which clone is actually Appalachia.

Initially, it makes sense to compare black locust varieties among themselves and, if resources permit, to additionally compare them with other tree species, as Grünwald et al. (2009) did, for example.

If sufficient capacity is available, mixtures of tree species as well as different treatment variants could also be investigated. Since there are countless possible combinations, a careful preselection of the most promising variants is recommended.

9.3.11 Breeding Objectives

In summary, the breeding objectives can be grouped into several directions that are not necessarily mutually exclusive:

- good wood quality and straightness of the stem
- high overall growth performance
- high juvenile growth rates
- low decline in growth performance with age to enable long rotation periods and achieve large dimensions in diameter and height
- high growth efficiency per liter of water consumed
- for urban trees: stability, longevity, and limited maximum size
- drought resistance
- frost resistance
- tree bark avoided by hares
- deep root system
- resistance to pests and diseases
- high natural durability of the wood, especially of the innermost heartwood
- low to no thorniness
- fine branching

- good natural branch shedding
- cylindrical stem form
- shade tolerance
- high nectar production for beekeeping
- abundant root suckering for sites with difficult sexual regeneration
- low to no root suckering and few to no viable seeds for forests near nature reserves
- improved wood processability (e.g., low warping during drying)
- lower tannin or phenol content for specific wood uses
- site improvement such as nitrogen fixation or soil loosening
- traits optimized for agroforestry, such as light absorption, water use, or nitrogen fixation rate

10 Comparative Planting

Various black locust clones are compared in terms of growth performance, quality, and suitability for different sites. Newer clones are compared with already available ones. The main trial site is located in the Weinviertel region, supplemented by single planting rows in Vienna and near Schneeberg.

In addition to general forestry aspects such as stand density, pruning, mixed growth, planting technique, and site selection, the economic importance of black locust timber and its role in CO₂ sequestration are discussed. As a durable, regional timber, black locust offers an attractive alternative to tropical hardwoods.

The implementation was carried out using simple, practical methods. Particular attention was paid to practical handling of planting material (e.g., pruning, root development) as well as management of competing vegetation and browsing damage.

Literature, expertise, and plants were gathered thanks to support from experts, forestry institutes, and nurseries in Austria and Hungary. The project is intended as a practice-oriented contribution to better assess the suitability and quality of various black locust clones.

Although the black locust clones used in the Austrian trial sites were current at the time of planting, there is a lack of local experience with the newer clones introduced since then. To provide a small impetus toward closing this knowledge gap, I decided to plant a few black locust clones side-by-side on a small scale.

This endeavor almost failed at the very first steps because initially I could only obtain the clone Appalachia from the desired varieties. To at least have something to compare with, I also took clones available from two nurseries in eastern Austria.

In hindsight, such a comparison is quite interesting, since it is also possible that these clones may likewise prove to be of good quality.

By chance, I came into conversation with Gyula Kovács on this topic, who facilitated contacts for obtaining further clones.

On the one hand, this was the cultivar Turbo, for which he gave me the breeder's contact information; on the other hand, the clones Üllői, Vacsi, Napkori (NK2), and Püspökladányi

(PL251), for which he connected me to Director Dr. Attila Borovics.

He forwarded my request to Dr. Zsolt Keserű, who got in touch with two nurseries, obtained their approval for me to receive the new clones, procured the plants, and also organized transport for the plants from Debrecen to Sopron.

Dr. Attila Benke attended a meeting in Debrecen where he received the plants from Dr. Zsolt Keserű and brought them to Sopron for me.

I am very grateful for their support.

10.1 Experimental Plots and Initial Situation

In a small forest area in the Weinviertel near Ernstbrunn, a Scots pine stand on the verge of collapse grows, interspersed with individual sessile oaks, walnut trees, black locusts, ashes, field elms, winter linden, pear trees, and alder buckthorn, predominantly in the regeneration layer, as well as climbing bindweed, blackthorn, rose, hawthorn, and dogwood.

Scots pine hardly regenerates naturally but shows very good establishment performance with few losses when planted.

Since further climate warming is expected to make regeneration increasingly difficult, it seems advantageous to me to switch predominantly to tree species that produce root suckers or at least have good sprouting ability, already now, while this is still reasonably possible without significant effort.

Some larger black locusts can be found in neighboring stands; however, these show poor stem quality, especially at forest edges (Fig. 13).

Even though the concerns raised by Bouteiller et al. (2019) regarding the introduction of new black locust selections are justified, at least in regions where black locust is already widespread, the potential uses of high-quality timber should be weighed against firewood.

On a two-year-old clearcut near Ernstbrunn, black locusts about 3–5 m tall have meanwhile established themselves on approximately half of the area (Fig. 14).

At first glance, it may easily appear that black locust displaces other tree species there. For light-demanding pioneer species such as birch, which was not present in the old stand and is therefore missing there, this may indeed be true. However, oak or Scots pine are not displaced here by shading. It rather seems that black locust acts as a natural browsing shield for other tree species when larger game animals are present.

10.2 Wood Utilization

Whether wood is used or not can influence the CO₂ concentration in the atmosphere. According to Boiger et al. (2024), under current conditions, the climate impact hardly depends on whether the wood is used as firewood or sawn timber.

Nevertheless, there is usually a price difference between these assortments, which creates economic incentives to produce high-quality roundwood.

Freshly harvested black locust wood has a relatively low moisture content due to its narrow sapwood. Ring-porosity, strong tylosis formation, and high wood density lead to a slow burning rate.

Although the bark of black locust reaches an energy content almost equivalent to its wood, it should preferably remain in

the forest due to its high nutrient content, in contrast to the wood.

Short rotation plantations with whole-tree harvesting therefore require fertilization on nutrient-poor sites, except for nitrogen, or should not be established on such sites, as otherwise growth performance is likely to decline over time.

With rotation periods of about 50 years, the greatest average growth is achieved. Shorter rotation periods can be chosen for special assortments (e.g., vine stakes) (Erteld, 1952, p. 136).

If the goal is to produce high-quality sawn timber, the final harvest should take place at an older age, as long as there is no risk of heart rot and the stand quality is good.

Among the tree species growing in native forests, black locust provides the most durable wood, suitable for outdoor use even without wood preservatives. In terms of natural durability, it is only slightly surpassed by a few tropical woods.

By utilizing black locust, the supply of durable wood can be supplemented with a regionally growing tree species, as long as the dimensions allow it (Sàri, 2005; Benthien et al., 2020).

According to International Tropical Timber Organization (2024), about 1 080 000 m³ of roundwood, 760 000 m³ of sawn timber, 257 000 m³ of veneer, and 561 000 m³ of plywood from tropical woods were consumed in the EU in 2024.

10.3 Mixed Stands and Compatibility

Although pure stands on experimental plots are significantly easier to evaluate than mixed stands, the Glaswein experimental plot, with its extremely lush undergrowth, gave me the impression that a combination with a serving shade tree species could better exploit the site potential.

Rédei, Veperdi, and Meilby (2006) describe mixtures of black locust with white poplar, which have the same rotation periods.

Mixtures with oak seem appealing, especially since black locust is said to allegedly infiltrate and subsequently displace oak stands.

However, Kallina (1888) reported that the growth performance and vitality of pedunculate oak benefit from the shade of black locust, and that the black locust should be harvested at the time when the oak reaches the height of the black locust.

Also, Fehér et al. (2024) found no inhibitory effects of black locust on the development of oaks. On the contrary: in black locust stands, sessile oak even showed increased height growth. Földes (1903) attributes this to the soil-improving properties of black locust.

Pfeil (1829, p. 174ff), who was very skeptical of non-native tree species and attributed their positive descriptions to the interests of seed merchants, only discusses black locust and the white pine (*Pinus strobus*). “Of all the numerous other foreign wood species cultivated and sold in plantations, not a single one is suitable for further cultivation in our German forests” (Pfeil, 1860, own translation).

Pfeil (1850) recommends planting black locust in mixture with birch to achieve better stem quality.

Erteld (1952, p. 88–96) describes a certain incompatibility between black locust and birch, with an unfavorable interaction of both wood species on each other, so that both suffer under the presence of the other. A mixture with beech also seems somewhat problematic. In contrast, mixtures with sessile oak, linden, maple, and elm are mutually beneficial

and even show very vigorous growth under the canopy of black locust. Establishing pure stands of black locust is not recommended. In pine forests, black locust can serve as fire protection wood, similar to birch.

At the planned site for black locust planting, sessile oak is able to prevent black locust regeneration under its canopy through shading, possibly also in combination with root competition.

In the end, it will depend on the site whether oak and black locust promote and complement each other or whether one suppresses the other.

I expect that black locust will be beneficial for oak and walnut, will make efficient use of the site even with wide spacing, can form an early nurse stand, will reach harvest maturity quickly, and will ultimately produce high-quality timber.

An overview of the planned planting scheme is shown in Fig. 15.

The planting spacing for oak and walnut is very wide, and valuable oak timber will hardly be achievable. A dense oak planting seems too expensive to me.

The current planting aims to provide seed trees for the next generation in order to obtain a sufficiently dense regeneration.

Additionally, hornbeam is already being introduced as a serving tree species to support stem cleaning.

In addition to these, walnut, black walnut, and field elm are planted, which have germinated from seeds found along the roadside.

Roots of the mixed tree species are shown in Fig. 16.

Pedunculate oak and especially field elm had well-developed roots. The sessile oak shown was one of the better-developed ones. Unfortunately, some roots of the sessile oak were very similar to those of the pictured red oak and will probably have lower chances of survival. For these, it would have been better if I had left them at least one more year in the intermediate planting in the garden, with watering possibilities, although some already died there as well.

To test the varieties on other sites, tree rows are being established in gardens in Vienna–Laaerberg and at the foot of Schneeberg.

Although the forestry significance may be somewhat limited, the growth form can certainly be observed this way.

The interest in free-standing black locusts and avenue trees is also demonstrated by the yield table of Fekete (1931), which describes their growth behavior.

The site in Vienna is drier than the one in Ernstbrunn, which can be attributed on the one hand to the more permeable soil and on the other hand to the warmer urban climate. Hornbeams there regularly lose large amounts of their leaves during summer.

At the foot of Schneeberg at 650 m, cold and storms could cause difficulties, although black locusts can occasionally be found in surrounding gardens. Additionally, the trees are protected from trampling by livestock behind a sparse fence, but not from browsing by cows.

10.4 Expected Findings

Results regarding growth performance here must be limited to the height and diameter of individual trees. Ultimately, detailed information on the average annual increments related

to area, depending on rotation period and stand density, as well as broken down by quality and diameter classes, would be desirable.

A comparison of different varieties under schematically identical treatment will not be meaningful, as straight-growing varieties often have smaller crowns (Bujtás, 1984) and therefore require higher stem numbers (Keresztesi, 1974) to exploit the growing space in the same way as widely spreading varieties.

Since varieties can differ significantly, there are specific treatment recommendations for some well-studied ones, such as Üllői in Rédei, Keserű, Bach, et al. (2020).

It becomes significantly more complex with uneven-aged mixtures with temporally varying mixture proportions, which can usually only be exemplarily realized experimentally in trial plantations with few variants.

10.5 Pruning at Planting

When planting black locust, occasional shoot pruning is recommended. This is justified by the fact that during lifting of the young plants, roots may be damaged or lost, and the original contact between soil and root is no longer completely intact. Pruning is intended to rebalance the shifted shoot-to-root ratio.

Occasionally, pruning close to the ground, or if possible even slightly below ground level, is recommended.

Bier (1958) recommends covering the cut surface with 1–2 mm of soil to prevent unnecessary water evaporation from the fresh wounds.

Erteld (1952, p. 78) recommends stump pruning in the form of a cut about hand height above the ground at planting, as the shoots are supposed to be stronger and more vigorous than the main shoots. In some cases, especially with weak and less vigorous plants, pruning should be done twice, once in the year of planting and again after 1 or 2 years.

Bund (1899) recommends shortening the plants 5 to 10 cm above the root collar during repotting and cutting off damaged roots.

Meginnis (1940) investigated the effect of pruning. A pruning to about 20 cm at lifting or planting slightly increased survival chances. Pruning at ground level at planting reduced survival chances. Ground-level pruning in the following year showed the greatest height increment but could not match the total height of unpruned trees after 2 years:

Pruning to 0 cm height in the second year + height growth in the second year = 72 cm

versus: initial height + height growth in the first year + height growth in the second year = 92 cm.

Stumping lowers planting costs and can reduce planting shock, especially on dry sites with trees having unfavorable root-to-shoot ratios (South, 1996; South, 1998; South, 2016).

Originally, I intended to prune part of the plants immediately at planting to ground level, to prune another group one year after planting, and to leave a third group unpruned.

Based on experience from the first half-year with the three varieties I received in 2023/24, small plants (about under 1.2 m height) should remain in the nursery for another year to reduce their risk of failure. Well-developed roots, as shown in Figure 17, are essential.

On more favorable sites, one-year-old seedlings might be the best choice, as recommended by Ciuvăț et al. (2022). Fekete

(1931, p. 51) recommends 2–4-year-old saplings. According to Führer (2005), plants should not exceed 3 m in height at planting.

Handling larger plants is generally much more labor-intensive. Lifting them without damaging the roots becomes increasingly difficult. This leads to the correct but somewhat vague recommendation: “As large as necessary, as small as possible”.

Pruning the plants to about 80 cm total length when lifting them facilitated transport and can have positive effects on establishment, as the shoot-to-root ratio is shifted in favor of the roots.

This pruning, which is done well above ground level, is likely less favorable for the quality of the future stem. However, a close-to-ground pruning can compensate for this. The new shoots often grow over a meter long and are initially nearly free of branches.

The trees that I pruned close to the ground when planting and that subsequently sprouted again actually appear more vigorous than those that were pruned lightly. However, of the ones pruned at ground level, only half sprouted, whereas almost all of those pruned at about 80 cm survived.

Only with Appalachia were there more losses. It was smaller at planting than the others and would have been better off spending another year in the acclimatization nursery.

For the other trees, depending on their development, I plan a close-to-ground pruning either in early spring of the following year, two years after planting, or if the quality is already satisfactory, not at all. In doing so, the influence of possibly present dense ground vegetation must be taken into account.

The trees for this quality-promoting pruning should not be too large to allow the pruning wound to be overgrown within one year.

Occasionally, multiple shoots develop after pruning, which are often desired in short-rotation coppice plantations. When producing high-quality timber, these shoots should be removed as early as possible during the growing season to prevent new sprouts and to direct the growth vigor to the remaining leader shoot.

In early summer, when the thorns are still soft, these excess shoots can be broken off by hand at the sprouting point.

Subjectively, it appears that the new shoots after pruning are more heavily covered with thorns.

In somewhat older trees, however, I observed that while the gradually disappearing thorns are still clearly visible on the trunk, the branches above approximately two meters are thornless.

When somewhat larger black locusts are coppiced, root suckers can also form in addition to stump shoots.

I did not perform any root pruning at planting.

10.6 Treatment

Root suckers can also be utilized in afforestation by keeping the initial stock number low. This makes the afforestation cost-effective, and the initially open spaces are later closed by the formation of root suckers (Larsen, 1935).

Usually, regeneration originating from root suckers is high in stem number, and thus Rédei, Csiha, Keserű, and Gál (2012)

recommend reducing the stem number to below 5000 trees/ha at an age of 3–6 years.

When coppice shoots and root suckers emerge after harvesting, I would recommend removing the coppice shoots. This would be one of the first possible tending measures in the form of negative selection.

Since coppice shoots generally have lower quality than root suckers, they can ideally be manually removed in early summer.

The negative selection does not need to be limited to coppice shoots but can include all *pre-mature* poorly formed trees.

In the early phase, a reduction of black locust in favor of desired, very light-demanding mixed tree species such as Scots pine, larch, and birch is also advisable. For tree species with somewhat higher shade tolerance, such as oak, this does not seem necessary.

Once the stand has differentiated somewhat, positive selections can follow. In this process, particularly promising trees are freed from their strongest competitors to give them more growing space and thus direct growth specifically towards future valuable trees.

Blümke (1955/1956, p. 47) writes that in 25–30 m tall black locust with a high HD value (ratio of tree height to diameter, i.e., thin tall trees), wind movement and the associated breaking off of branches create 1–2 m wide “wind shafts” or light shafts between tree crowns, which allow much light to reach the forest floor or ground vegetation. In black locust with a low HD value, these gaps are at most 0.5 m wide or the crowns may touch or even overlap.

With the planting distance of 16.5 feet (5 m) recommended by Jessup, 1791, the trees will have a low HD value.

At low stand densities, the remaining trees show greater diameter growth than at high stand densities. Height growth is influenced to a much lesser extent by stand density. However, especially deciduous trees often show lower height growth at low stand densities.

According to Blümke (1955/1956, p. 55), completely free-standing and too closely growing black locust have the lowest height growth. According to Roach (1958, p. 7), black locust responds to release with increased height growth. According to Roberts (1939), there is a close relationship between soil depth (thickness of the A-horizon) and height growth.

Planting distances can also be tied to technical conditions. For example, in Hungary, row spacings of 1.2 m and later 2.5 m were used in afforestation. This change occurred around 1970 when the narrow Bulgarian tractor TL-30 was no longer available, and agricultural tractors were used instead (Keresztesi, 1988).

It would be interesting to know whether black locust varieties that show little tendency to grow towards light also react little to stand density in terms of height growth, similar to many conifer species.

At low stand densities, strong individual trees with large crowns and more woody stems develop, which leads to lower yield in the sawmill due to stem rejuvenation. For the greatest volume increment per area, there is an optimal stand density that changes with age and varies depending on site, tree species, and variety.

For free-standing valuable trees, pruning is recommended as long as natural branch shedding does not seem sufficient

to obtain a high-quality, branch-free stem. At the same time, any forks forming close to the ground can be removed if there is reason to believe that they were caused by ground frost.

The recommended time for pruning is between late winter and the beginning of bud break.

The observation by Erteld (1952, pp. 69, 86) that black locust in early youth (8–10 years) does not like direct sunlight but is quite grateful for radiation protection can be confirmed on dry sites. For example, regeneration on dry sites is more likely to succeed at the northern edge or under slight shade than on the southern edge.

On the other hand, on cooler sites without drought stress, full sunlight is generally preferred. Also, slight shading can provide some protection against late frost.

10.7 Costs

An overview of the black locust used is given in Table 13.

Dr. Zsolt Keserű kindly gifted me Üllői and Váci. For both, there was an invoice in forints among the documents, which was converted to euros using a factor of 408.

Plants from Hungary have a tax rate of 27 %, those from Austria 13 %. The shipping costs for 100 Turbo plants amounted to $25 + 27 \% = 31.75$ euros.

Appalachia had the size 30/50 cm and was therefore cheaper than Nagybudméri or Ramocsaháza 2E with 50/80. For the others, there was no size differentiation for me.

For larger orders (over 500 or 1000 plants), lower prices are offered.

For plants priced around 1.20 euros, exactly the specified quantities were delivered. For the cheaper ones, however, more than 10 extra pieces were often included.

From 100 pieces onwards, Turbo–Obelisk had a price of 7.5 euros + 27 % = 9.525 euros. This price was also offered to me for a quantity of 25 pieces. Considering that during the same period one could pick out and individually purchase grafted fruit trees about 0.8 m tall for 4.99 euros, and about 1.8 m tall for 6.99 euros at grocery discounters, I did not make use of this option.

On the other hand, Keresztesi (1988) and Rédei and Osváth Bujtás (2005) indicate that vegetative propagation by root cuttings is 5–8 times, by cuttings 20 times, and by micropropagation 100 times more expensive than generative propagation.

Micropropagation is particularly useful in the initial stage to quickly produce a large number of plants of a selected clone with genetic purity, while for the subsequent large-scale propagation, root cuttings should preferably be used for cost reasons.

All costs were privately financed by me and all work was done during leisure time. As a result, cost-intensive methods (mulching on a large scale, irrigation, fencing, large-scale mechanical mowing, . . .) as well as disproportionately expensive planting material were not used.

On low-growth sites, it is questionable anyway whether cost-intensive methods are economically justified.

The trees were protected against browsing by painter’s tape, and different provenances were marked with short strips of differently colored insulating tape.

10.8 Planting Procedure

Ciuvăt et al. (2022) specify a pit depth of 40 cm. Vadas (1911, pp. 164–165, 173) recommend planting the trees as deep as in the nursery. On sandy or windy sites, they advise planting 5–10 cm deeper, usually about 40 cm deep, so that the roots are not exposed by sand drift and the trees are stable enough.

The planting was carried out by me using an ordinary spade, with the planting hole mostly dug to one and a half spade depths (approx. 35 cm). This is somewhat deeper than in the nursery, in the hope that water available to the plants may be provided longer in the deeper soil layers during dry periods.

None of the black locust trees were planted immediately in the forest after purchase; instead, they spent the first year in the acclimatization nursery, where they were watered during extended dry spells.

Some had already been shortened to an overall length of about 50 cm at purchase, so that after planting they protruded about 25 cm above the ground. Those that had not yet been shortened were also cut back to about 25 cm after planting. By the end of August, the trees had reached a height of about 1.0–1.2 m, with some even reaching 1.5 m (Fig. 18). No mortality occurred during the first year in the acclimatization nursery.

The plants were transported by train, bus, and bicycle (Fig. 19).

For site preparation, undesirable understory was mainly cut back with a billhook, and thicker stems were cut to the stump using a handsaw. If needed, freeing the young plants is done using a sickle, with the painter's tape used for browsing protection being helpful in locating the plants.

Acknowledgments and Outlook

Mostly freely accessible literature was used. I would like to thank the libraries, institutes, publishers, authors, and sponsors who make this possible and have also digitized and freely provided many older documents.

Many of the works I cited were written in languages I am not familiar with. Freely accessible online translation tools helped to access these sources. In particular, the English translation of this text was largely created using machine translation services.

Countless other aids were used in the preparation of this work in the form of text editors, typesetting systems, reference management, literature search, spell checking, writing assistants, image editing, drawing programs, programming languages, operating systems, . . . all of which were exclusively freely available. I would like to thank all those who created and made these valuable tools accessible.

I would like to sincerely thank Dr. Zsolt Keserű, Dr. Gyula Kovács, Dr. Attila Borovics, and Dr. Attila Benke for their support in providing new black locust varieties.

If anyone is interested in establishing comparative plantations with black locust or other tree species, or has already carried out such plantations, I would be happy to exchange ideas.

1 Einleitung

Die zunehmende Klimaerwärmung stellt die Forstwirtschaft vor große Herausforderungen. Selbst für Baumarten, die prinzipiell mit diesen schwierigen Standortverhältnissen zu recht kommen, kann deren generative Verjüngung über Samen oder über Aufforstung ein größeres Problem darstellen. Die vegetative Verjüngung über Stockausschlag und insbesondere Wurzelbrut kann hier einen wichtigen Beitrag bei der Bestandesverjüngung leisten.

Die vegetative Verjüngung kann jedoch nur dann eine Rolle spielen, wenn im Bestand bereits Baumarten vorhanden sind, die zur vegetativen Reproduktion in der Lage sind. Sind solche Arten nicht ausreichend vertreten, sollten sie noch unter den derzeit vergleichsweise günstigen Standortbedingungen eingebracht werden, da ihre erfolgreiche Etablierung mit zunehmender Klimaerwärmung voraussichtlich immer schwieriger werden wird.

Die Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) gilt in diesem Zusammenhang als vielversprechende Baumart. Sie vereint eine hohe Trockenresistenz mit einer ausgeprägten Fähigkeit zur vegetativen Vermehrung, insbesondere über Wurzelbrut. Diese ermöglicht es ihr, sich auch auf verjüngungswidrigen Standorten effizient und flächig zu etablieren. Anders als beim Stockausschlag bleibt bei der Wurzelbrut sowohl das wiederholte Verjüngungsvermögen als auch die Zuwachsleistung über mehrere Generationen weitgehend erhalten. Dadurch verringert sich die Abhängigkeit von der generativen Verjüngung deutlich.

Zusätzlich ist die Robinie in der Lage, Luftstickstoff zu binden, und steigert damit auf einigen Standorten sowohl die Zuwachsleistung des Bestandes als auch den Humusgehalt des Bodens. Ihre intensive Durchwurzelung hilft, Nährstoffe vor Auswaschung zu bewahren und weniger leicht zugängliche Nährstoffe zu erschließen. Darüber hinaus fördert sie die Regenwurmdichte, was in Kombination mit ihrer Wurzeltätigkeit zu einer Bodenlockerung führt. Ein hoher Humusgehalt und ein poröser Boden erhöhen die Wasserspeicherfähigkeit, was besonders in trockenen Regionen nicht nur für die Robinie selbst, sondern auch für die mit ihr gemischt wachsenden Baumarten vorteilhaft ist.

Viele der bei uns wachsenden Robinien sind krummwüchsig, sodass sie meist nur als Brennholz verwendet werden können. Jedoch wird spätestens seit dem Ende des 18. Jahrhunderts über sehr lange und gerade Robinien in ihrer Heimat berichtet. Seit etwa 100 Jahren erfolgt zudem eine gezielte Selektion auf Geradwüchsigkeit. Einige dieser Züchtungen besitzen zusätzlich nur wenige bzw. sehr kleine Dornen. Heute existieren Sorten, die absolut gerade wachsen. Da das Holz der Robinie das dauerhafteste unter den in heimischen Wäldern wachsenden Baumarten ist, kann hochwertiges Robinienholz insbesondere im Außenbereich als nachhaltige Alternative zu Tropenholz für anspruchsvolle Anwendungen genutzt werden.

2 Klimawandelangepasste Waldbewirtschaftung

Die Robinie gilt als trockenheitstolerante Baumart, die sich durch ihre Fähigkeit zur Bildung von Wurzelbrut auch auf schwierigen Standorten gut verjüngen lässt. In der Niederwaldbewirtschaftung kann sie gegenüber dem Stockausschlag auch mit längeren Umtriebszeiten verwendet werden. Ökologisch muss sie differenziert betrachtet werden. Einerseits verbessert sie nährstoffarme Standorte durch Stickstofffixierung, andererseits kann sie dabei auch konkurrenzschwache Arten verdrängen. Ihre Nutzung sollte daher gezielt und abhängig von den sie umgebenden Lebensräumen erfolgen.

Im Zuge der sich verändernden Klimabedingungen gewinnt die Frage an Bedeutung, welche Baumarten auch unter zunehmend trockenen Verhältnissen zuverlässig Bestände aufbauen und erhalten können. Besonders gefragt sind Arten, die sowohl mit Trockenheit gut umgehen können als auch über alternative Verjüngungsstrategien verfügen. Die Robinie erscheint in diesem Zusammenhang vielversprechend. Als nicht-heimische, aber in vielen Regionen erfolgreich etablierte Baumart vereint sie eine ausgeprägte Trockenresistenz mit einer hohen Fähigkeit zur vegetativen Vermehrung über Wurzelbrut.

2.1 Vegetative Verjüngung

An Standorten, wo der Niederschlag bereits jetzt limitierend wirkt, schränken zunehmende Trockenheit und Wärme sowohl die Bandbreite wirtschaftlich vertretbarer waldbaulicher Maßnahmen als auch die Auswahl geeigneter Baumarten zunehmend ein.

Unter den heimischen bestandsbildenden Hauptbaumarten kommen meist Weiß- (*Pinus sylvestris*) und Schwarzkiefer (*Pinus nigra*) sowie verschiedene Eichenarten in Betracht. Die heimischen Eichen lassen sich hinsichtlich ihrer Trockenresistenz meist folgendermaßen reihen: Stieleiche (*Quercus robur*), Traubeneiche (*Quercus petraea*), Zerreiche (*Quercus cerris*) und Flaumeiche (*Quercus pubescens*). Leider nimmt auch die Holzqualität entlang dieser Reihung ab. Das Holz der Zerreiche kann nicht zur Fassproduktion verwendet werden, da es aufgrund seiner weiten Poren nicht dicht ist. Zudem ist auch der Splint breiter. Flaumeichen mit hoher Stammqualität sind selten. In jüngerer Zeit wurden jedoch Züchtungen und Kreuzungen mit anderen Eichenarten entwickelt, die sich durch Genügsamkeit hinsichtlich Niederschlag und eine gerade Schaftform auszeichnen.

Solange es für einen Standort regionale Baumarten aus tieferen Lagen gibt, scheint es, angesichts der Klimaerwärmung zweckmäßig, diese in höheren Lagen zu verwenden. Befindet man sich jedoch in der tiefsten Höhenstufe, tendieren manche dazu, Baumarten aus südlichen bzw. äquatornäheren Regionen zu verwenden. Dort sind zwar die Temperaturen höher, jedoch unterscheiden sich beispielsweise Sonnenstrahlung und Tageslängen, an die sich Pflanzen, etwa im Hinblick auf den Austriebszeitpunkt angepasst haben könnten (Philips, 1941) und deren Wachstum beeinflussen (Jester und Kramer, 1939). Auf demselben Breitengrad findet man höhere Sommertemperaturen in kontinentalen Regionen.

2.2 Pionier- und Ausschlagbaumart

Auf Grenzstandorten mit erschwerter natürlicher Verjüngung gewinnen vegetative gegenüber generativen Verjüngungsformen zunehmend an Bedeutung. In Hochlagen kommt es bei der Fichte zu Absenkern. Nach Boring und Swank (1984a) sind stickstofffixierende Arten bei der primären Sukzession wichtig. Im alpinen Raum sind Sanddorn (*Hippophae rhamnoides*) und Grünerle (*Alnus alnobetula* bzw. *Alnus viridis*) Beispiele dafür. In der Weichholzau bilden Pappel und Weide häufig Wurzelbrut.

Mit zunehmender Trockenheit gestaltet sich die Verjüngung immer schwieriger, wodurch es zu einer Verschiebung der Betriebsart vom Hochwald über den Mittelwald hin zum Niederwald kommen kann. Dieser Wechsel der Betriebsart geht Hand in Hand mit einer Förderung von Baumarten mit gutem Ausschlagvermögen. Aus forstwirtschaftlicher Sicht ist neben Stockausschlag die Fähigkeit zur Bildung von Wurzelbrut auf verjüngungswidrigen Standorten zu begrüßen, da die Ausschläge nicht an einen qualitätsmindernden Stock gebunden und daher meist gleichmäßiger auf der ganzen Fläche verteilt sind.

Nach Nicolescu u. a. (2019) können bei Robinie aus Wurzelbrut 50 000 Bäume je Hektar entstehen und innerhalb von 1–2 Jahren die Schlagfläche wieder übersichern.

2.3 Vergleich von Wurzelbrut und Stockausschlag

Stockausschlag verliert nach etwa drei Umtrieben deutlich an Zuwachsleistung und Neuausschlagvermögen. Deshalb bleibt auch bei vegetativ arbeitenden Bewirtschaftungsformen die generative Verjüngung über Samen unerlässlich.

Auf den gleichen Zeitraum bezogen, kann im Ausschlagwald sogar mehr generative Kernverjüngung erforderlich sein als im Hochwald. Geht man davon aus, dass beide Betriebsarten in der Verjüngungsphase die gleiche Ausgangsstammzahl benötigen und der Hochwald eine Umtriebszeit von 180 Jahren, der Niederwald eine von 30 Jahren hat, ergibt sich Folgendes: Wenn der Niederwald nach drei Umtrieben, also nach 90 Jahren, generativ verjüngt wird, muss man innerhalb von 180 Jahren beim Hochwald einmal, beim Niederwald hingegen zweimal generativ verjüngen. Aus dieser Perspektive würde Niederwald die ohnehin schwierige Verjüngungssituation sogar verschärfen.

Sein Vorteil liegt jedoch darin, dass bei Ausbleiben einer erfolgreichen generativen Verjüngung nach der Nutzung die vegetativen Ausschläge allein den Bestandesschluss wiederherstellen können. Die generative Verjüngung kann in diesem Fall beim nächsten oder sogar übernächsten Hieb nachgeholt werden.

Während beim Stockausschlag die Zuwachsleistung und das Neuausschlagvermögen bei jedem abermaligen Hieb stetig abnimmt, zeigt Wurzelbrut diesen unerwünschten Effekt kaum bis gar nicht. Die Fähigkeit zur Wurzelbrutbildung bleibt, je nach Art, meist lange erhalten.

Ausreichend Wurzelbrut bilden von den heimischen Baumarten Aspe (*Populus tremula*), Grauerle (*Alnus incarna*), Ulme (*Ulmus spp.*), Feldahorn (*Acer campestre*), Kirsche (*Prunus avium*) sowie weiteres Wildobst. Von den nicht heimischen bilden beispielsweise Robinie oder Götterbaum (*Ailanthus altissima*) reichlich Wurzelbrut.

2.4 Robinie in der Niederwaldbewirtschaftung

Bei der Robinie ist eine effektive Verjüngung über Wurzelbrut auch im höheren Bestandesalter möglich. Im Gegensatz zum Stockausschlag, bei dem der Neuaustrieb ausschließlich am Stock erfolgt, kann sich Wurzelbrut auch in größerer Entfernung vom Stamm entlang der horizontal verlaufenden Wurzeln entwickeln.

Da bei langen Umtriebszeiten die Stammzahl des Altbestandes stark abnimmt, wären bei Verjüngung über Stockausschlag mit langen Umtriebszeiten die Austriebe weit voneinander entfernt, was den Bestandesschluss deutlich verzögern würde. Auch deshalb wird bei Verjüngung über Stockausschlag in der Regel eine kurze Umtriebszeit gewählt. Bei Verjüngung über Wurzelbrut hingegen kann selbst bei geringer Stammzahl im Altbestand eine dichte und flächige Naturverjüngung kostengünstig erfolgen. Die Robinie eignet sich daher auch bei langen Umtriebszeiten gut für eine vegetative Bestandesverjüngung.

Nach Iski u. a. (2019) verschlechtert sich die Stammqualität von Stockausschlägen, wenn diese mehrfach wiederholt werden. Rédei, Csiha, Keserű, Végh u. a. (2011) stellten keine Unterschiede zwischen Verjüngung aus Samen oder Wurzelbrut weder hinsichtlich Qualität noch Zuwachsleistung fest. Der Zuwachs von aus Wurzelbrut begründeten Robinienbeständen zeigt mehrere Spitzen: die erste im Alter von 3–5, eine weitere mit 9–12 und eine dritte um 15 Jahre infolge erhöhter Mortalität.

Nach dem Hieb wird der Bestandesschluss im Ausschlagwald meist deutlich schneller wiederhergestellt als im Hochwald. Dies wird mitunter als Hinweis auf eine höhere Zuwachsleistung des Niederwaldes interpretiert. Dabei wird jedoch übersehen, dass beim Niederwald die Fläche in deutlich kürzeren Abständen und damit öfter als beim Hochwald freigestellt wird. Eine höhere Zuwachsleistung des Niederwaldes im Vergleich zum Hochwald ist daher nicht zu erwarten.

2.5 Ausbreitung, Standortdynamik und ökologische Wechselwirkungen

Die Fähigkeit, Wurzelbrut bilden zu können, ist aber auch ein Grund, warum fremdländischen Baumarten das Potential eines invasiven Neophyten attestiert wird. Sie sind dadurch eher als andere Baumarten in der Lage, beispielsweise Trockenrasen zu besiedeln. Aber auch auf Trockenrasen scheint die Dauerhaftigkeit des Robinienholzes geschätzt zu werden. Selbst im Nationalpark wird es als rustikaler Pflock verwendet (Abb. 1).

Dabei wird man die Frage stellen dürfen, wie diese Trockenrasengesellschaften entstanden sind. Gelegentlich wird sich zeigen, dass sie in der Vergangenheit durch (Brand-)Rodung eingeleitet wurden, ein Vorgang, der neuerdings, offenbar in wörtlicher Anlehnung an den englischen Begriff *deforestation*, als »Entwaldung« bezeichnet wird. Danach kam es zu Erosion, Plaggenwirtschaft und Beweidung, beispielsweise durch Schaf und Ziege.

Nach Einstellung der Bewirtschaftung ist eine natürliche Sukzession, zunächst über heimische Sträucher wie Schlehe (*Prunus spinosa*), Weißdorn (*Crataegus monogyna*), Hundsrose (*Rosa canina*), Kreuzdorn (*Rhamnus cathartica*), Liguster (*Ligustrum vulgare*), Berberitze (*Berberis vulgaris*), Rote Heckenkirsche (*Lonicera xylosteum*), Besenginster (*Cytisus scoparius*),

Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), Kornelkirsche (*Cornus mas*) oder Roter Hartriegel (*Cornus sanguinea*) in Richtung eines Waldes mit Traubeneiche, Stieleiche, Zerreiche, Flaumeiche, Hainbuche (*Carpinus betulus*), Feldahorn, Birke (*Betula pendula*) Weißkiefer, Schwarzkiefer oder Winterlinde (*Tilia cordata*) nichts Ungewöhnliches.

Dies veranschaulicht eine Fläche auf der kleinen Perchtoldsdorfer Heide, die 1940 als Naturdenkmal eingezäunt und seitdem so gut wie nicht mehr beweidet, sondern der natürlichen Entwicklung überlassen wurde (Rosenkranz, 1953a). 1952 gab es dort einen Steppenbrand, wonach sich neben Trockenrasenpflanzen auch Föhren einfanden (Rosenkranz, 1953b). Ich kenne diese Fläche seit den 1980er-Jahren, als sie bereits größtenteils zu einem Wald aus Schwarzkiefern und Eichen geworden war. Dass alles ständig im Wandel ist, ist schon lange bekannt und wurde bereits in der Antike mit dem allgemein bekannten »Pánta rheî« (Alles fließt) treffend auf den Punkt gebracht. Derzeit deutet vieles darauf hin, dass trockene Lebensräume auch in Österreich häufiger werden. Wälder, insbesondere im panonisch-illyrischen Raum, werden sowohl an Zuwachsleistung als auch an Holzvorrat verlieren und mit einer massiven Erschwerung der Verjüngung konfrontiert sein.

Ein zusätzlicher Aspekt bei der Robinie ist ihre Symbiose mit stickstofffixierenden Bakterien. Dadurch reichert sie den Boden mit Stickstoff an, was meist die Wuchsleistung des Standorts erhöht. Dies schafft günstige Bedingungen für die Etablierung weiterer Arten, die in der Folge die konkurrenzschwachen Pflanzen der Trockenrasengesellschaft sukzessive verdrängen können.

Einheimische Arten wie Hornklee (*Lotus corniculatus*), Kleiner Wundklee (*Anthyllis vulneraria*), Hufeisenklee (*Hippocrepis comosa*), Sichelklee (*Medicago falcata*), Hopfenklee (*Medicago lupulina*) oder Wiesen-Platterbse (*Lathyrus pratensis*) sind typische Begleitarten von Trockenrasen. Wie die Robinie sind sie in der Lage, Luftstickstoff zu binden und tragen so maßgeblich zur Stickstoffversorgung nährstoffarmer Standorte bei.

Weitere heimische Leguminosen wie Besenginster (*Cytisus scoparius*), Frühlings-Platterbse (*Lathyrus vernus*) oder Esparsette (*Onobrychis viciifolia*) treten hingegen eher im Zuge der fortschreitenden natürlichen Sukzession auf und verdrängen langfristig typische Trockenrasen-Gesellschaften.

3 Gebietsfremde Baumart

Die rechtliche Einstufung gebietsfremder Baumarten beeinflusst ihre forstliche Nutzung erheblich. Arten wie der Götterbaum sind in der EU derzeit streng reglementiert. Rechtliche Neuregelungen können bestehende Bewirtschaftungsoptionen verändern und unter Umständen auch verpflichtende Bekämpfungsmaßnahmen nach sich ziehen. Um eine langfristige und verlässliche forstliche Planung zu ermöglichen, müsste die Nutzung einmal begründeter Bestände zumindest bis zur Hiebsreife rechtlich gesichert sein.

Auch wenn manche Trockenrasen keinen natürlichen Ursprung haben, wird ihre Erhaltung besonders in Regionen mit wenigen vom Menschen unbeeinflussten Lebensräumen, ebenso wie die von Schottergruben, Ziegelteichen oder Steinbrüchen, bei denen der anthropogene Ursprung für jeden offensichtlich ist, aufgrund ihrer einzigartigen Standortbedingungen als berechtigt angesehen.

Vor diesem Hintergrund wird im Folgenden der Umgang mit gebietsfremden Baumarten, insbesondere der Robinie, unter Berücksichtigung rechtlicher und ökologischer Aspekte behandelt.

3.1 Rechtlicher Status gebietsfremder Arten

Einige gebietsfremde Arten unterliegen in Österreich bereits strengen rechtlichen Beschränkungen, darunter auch der Götterbaum (*Ailanthus altissima*), der in der EU-Verordnung über invasive gebietsfremde Arten aufgelistet ist (Europäische Kommission, Generaldirektion Umwelt, 2019; Europäisches Parlament, Rat der Europäischen Union, 2014). Diese Liste soll mindestens alle sechs Jahre überprüft und aktualisiert werden. Im Zuge der Novelle des österreichischen Forstgesetzes wurde der Götterbaum daher aus der im Anhang genannten Liste zulässiger Holzgewächse entfernt. Damit erfüllt er formal nicht mehr die gesetzlichen Kriterien, um Wald im Sinne des Forstgesetzes bilden zu können. In Mischbeständen wird der Götterbaum, da er nicht mehr als gesetzlich anerkanntes Holzgewächs gilt, auch nicht als Baum im Sinne der forstgesetzlichen Walddefinition gewertet. Folglich müsste eine gesetzlich geforderte Mindestüberschirmung durch die übrigen, im Anhang gelisteten Baumarten, erfüllt werden.

3.2 Rechtlicher Schutz einzelner Baumarten

Umgekehrt gibt es auch die Möglichkeit, dass Baumarten gesetzlich geschützt werden, wie dies bei der Eibe (*Taxus baccata*) in Niederösterreich der Fall ist (Niederösterreichischer Landtag, 2000; Niederösterreichische Landesregierung, 2005). Die Eibe wird dort als pflückgefährdet eingestuft. Eine zeitgemäße und nachhaltige gewerbliche, land- und forstwirtschaftliche Nutzung wird nicht untersagt. Dennoch kann es dadurch zu Verunsicherung kommen, was dazu führen könnte, dass manche von der Förderung und Nutzung der Eibe zurückschrecken.

3.3 Kriterien für die Listung invasiver Arten

Aufgelistete Arten müssen: gebietsfremd sein; sich ausbreiten können; nachteilige Auswirkungen auf Biodiversität, Ökosystemdienstleistungen, menschliche Gesundheit oder die Wirtschaft haben; es muss nachgewiesen sein, dass zur Verhütung ihrer Einbringung, Etablierung oder Ausbreitung konzertierte Maßnahmen erforderlich sind; es muss wahrscheinlich sein, dass die nachteiligen Auswirkungen tatsächlich verhindert, minimiert oder abgeschwächt werden können.

Aufgelistete Arten dürfen nicht vorsätzlich in das Gebiet der Union verbracht, gehalten oder gezüchtet werden; in die, aus der und innerhalb der Union befördert werden; in Verkehr gebracht oder in die Umwelt freigesetzt werden; verwendet oder getauscht werden.

Zusätzlich werden angemessene Managementmaßnahmen erarbeitet, die darauf abzielen, die Auswirkungen dieser Arten auf die Biodiversität und die damit verbundenen Ökosystemdienstleistungen sowie gegebenenfalls auf die menschliche Gesundheit oder die Wirtschaft zu minimieren. Zudem sollen beeinträchtigte, geschädigte oder zerstörte Ökosysteme wiederhergestellt werden.



Abbildung 1: Robinie (Bildmitte), zusammen mit eingriffeliger Weißdorn (links), Zerleiche (rechts) und Feld-Mannstreu (Hintergrund) auf einem trocken erscheinenden Standort. Die Robinie hat ihre Fiederblättchen nach oben geklappt. Rechts: Robinienpflock im Nationalpark Donau-Auen, unweit des Standorts vom linken Bild.

Figure 1: Robinia (center), together with common hawthorn (left), Turkey oak (right), and field erylago (background) at an apparently dry site. The robinia has folded its leaflets upward. Right: Robinia stake in the Donau-Auen National Park, not far from the location shown in the left image.

Davon ausgenommen sind Arten in den Regionen in äußerster Randlage von unionsweiter Bedeutung, für die diese Arten dennoch aufgelistet werden müssen. Solche Ausnahmen gelten vor allem für geografisch isolierte Randgebiete der EU, die jedoch Österreich eher nicht betreffen werden. Zudem können Ausnahmen für Einrichtungen, die Forschung durchführen oder Ex-situ-Erhaltung betreiben, genehmigt werden. In Ausnahmefällen können Zulassungen erteilt werden. Zusätzlich können Mitgliedstaaten Arten, die für sie von Bedeutung sind, auflisten und abweichende Maßnahmen treffen.

Gesetzlich vorgeschriebene Maßnahmen können vom Grundeigentümer verlangen, dass er auf eigene Kosten Arten bekämpft, die er nie ausgebracht hat, wie dies bei Ragweed im Burgenland der Fall ist (Burgenländischer Landtag, 2021).

3.4 Beispiel einer Rechtsänderung

In Deutschland ist der Einsatz von Robinie im Rahmen von Agroforstsystemen seit 2022 vom Bezug der GAP-Direktzahlungen (Gemeinsame Agrarpolitik der Europäischen Union) ausgeschlossen. Für neu angelegte Niederwaldflächen mit Kurzumtrieb ist die Verwendung von Robinie seit dem 1. Januar 2022 ebenfalls nicht mehr zulässig. Niederwälder mit Kurzumtrieb, die vor diesem Stichtag mit Robinie angelegt wurden, sind von dieser Regelung nicht betroffen (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 2022). Ihre Existenz bleibt unberührt, und es entsteht daraus weder ein Anlass noch eine Verpflichtung, diese Bestände zu entfernen oder umzuwandeln. Die Einschränkung betrifft ausschließlich Flächen, für die GAP-Direktzahlungen beantragt werden. Für nicht geförderte Flächen können jedoch weitere gesetzliche Vorgaben gelten.

3.5 Strategien zur Risikominimierung

Gesetzliche Rahmenbedingungen können sich ändern. Wer sein Risiko von diesem Gesichtspunkt aus minimieren möchte, sollte ausgewählte Robiniensorten eher nur dort einbringen, wo bereits Robinien sind. Andererseits wird man bei einer massiven Standortsveränderung, wie dies die bereits erfolgte und in Zukunft weiter zu erwartende Temperaturerhöhung darstellt, mit der Etablierung derzeit gebietsfremder Arten rechnen müssen.

Forstlich genutzte Baumarten können nicht nur durch Standortveränderungen, sondern auch durch Änderung gesetzlicher Rahmenbedingungen in ihrer zukünftigen Nutzung eingeschränkt werden. Für die waldbauliche Planung und Entscheidungsfindung wären daher Baumartenlisten hilfreich, bei denen gesetzlich garantiert ist, dass ihre Nutzung bis zur Hiebsreife rechtlich gesichert bleibt. Sollte dennoch eine Bekämpfung erforderlich sein, sollte diese ebenso unterstützt werden wie eine gegebenenfalls notwendige Verjüngung mit geeigneten alternativen Baumarten.

3.6 Steuerung von Abundanz und Verbreitung

Sollte sich die rechtliche Situation ändern oder aus anderen Gründen der Wunsch entsteht, die Robinie im Wald zu dezimieren, könnte dies durch Beschattung im Bestandesschluss erreicht werden. Als ausgeprägt lichtliebende Baumart reagiert die Robinie empfindlich auf Beschattung.

Ein ökologisch basierter Ansatz zur Regulierung invasiver Pflanzenarten besteht im gezielten Einsatz von Arten mit allelopathischer Wirkung. Jung u. a. (2010) beschreibt, dass die Japanische Walnuss (*Juglans ailanthifolia*) das Wachstum von Robinien Sämlingen durch die Abgabe von Juglon über ihr Wurzelsystem deutlich hemmt. Auch die Walnuss (*Juglans regia*), die zwar nicht heimisch, aber in Mitteleuropa eingebür-

gert ist, verfügt über vergleichbare Eigenschaften. Dordević u. a. (2022) kommen zu dem Schluss, dass ihre Extrakte potentiell als Ersatz für synthetische Herbizide dienen könnten. Da sie ähnliche Standorte wie die Robinie besiedelt und zudem stark beschatten kann, erscheint ihr Einsatz zur Eindämmung besonders geeignet.

Langfristig kann auch die natürliche Sukzession zur Regulierung der Robinie beitragen. Auf Waldstandorten in Deutschland ist sie einheimischen Baumarten in der Regel unterlegen. In Robinienforstgesellschaften ist häufig zu beobachten, dass sich unter dem Schirm der Robinien eine dichte Verjüngung von Spitzahorn (*Acer platanoides*) entwickelt. Würde man diese Entwicklung sich selbst überlassen, so wäre die Robinie bald in ihrem Lichthaushalt so stark beeinträchtigt, dass sie verkümmert oder sogar abstirbt (Kohler, 1963).

Neben der Konkurrenz durch andere Baumarten beeinflussen auch standörtliche Faktoren die Ausbreitung der Robinie. Nach Landeck u. a. (2022, S. 134) besteht kein Risiko einer Einwanderung auf Trockenrasen, wenn diese mehr als 500 m voneinander entfernt sind, unabhängig von den dazwischenliegenden Vegetationsstrukturen. Dennoch ist die Nähe zu potenziellen natürlichen und anthropogenen Ausbreitungsvektoren wie Straßen und Flüssen zu berücksichtigen (Skowronek, 2020). Bodenstörungen innerhalb eines etwa 100 m breiten Pufferbereichs um aussamende Bäume sollten vermieden werden. Darüber hinaus sollten Robinien nicht an steilen Hängen in der Nähe von Bächen gepflanzt werden, da von diesen Standorten aus eine Ausbreitung eher zu erwarten ist (Morimoto u. a., 2009).

In intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen und in städtischen Räumen hingegen ist das Risiko einer unkontrollierten Ausbreitung der Robinie minimal. In diesen Habitaten trägt sie zur Vielfalt der Landschaftsstrukturen und des Landschaftsmosaiks bei und stellt ein willkommenes Habitat für viele Organismen dar (Vítková, Conedera u. a., 2018).

Einmal etablierte Robinien sind aufgrund ihrer Ausschlagfähigkeit und Wurzelbrut besonders in unbewirtschafteten Trockenrasen, aber auch in lichten Wäldern, nur schwer wieder zu entfernen. Der Zeitpunkt der Fällung beeinflusst die Ausbildung von Stockausschlag und kann gezielt bei der Zurückdrängung der Robinie genutzt werden. Als Lichtbaumart mit Pioniercharakter wird ihre Verjüngung durch dichten Unterwuchs oder Schattbaumarten stark eingeschränkt. Schlagflächen kann sie zwar rasch wiederbestocken, ist jedoch aufgrund ihrer lichtdurchlässigen Krone kaum in der Lage, andere Baumarten dauerhaft auszudunkeln.

Eine effiziente Strategie zur Eindämmung der Ausbreitung der Robinie besteht darin, Störungen zu vermeiden, die ihre Ansiedlung begünstigen könnten, und auf die natürliche Verdrängung der Art durch andere Bäume zu warten (Motta u. a., 2009).

4 Aussagen zur Robinie und deren Originalquellen

Aussagen über die Robinie werden analysiert und den jeweiligen Originalquellen gegenübergestellt. Dabei zeigt sich, dass sowohl kritische als auch positive Bewertungen teils nicht durch die zugrunde liegende Literatur gedeckt oder stark vereinfacht wiedergegeben werden.

Zur Robinie existieren teils widersprüchliche Aussagen über ihre Auswirkungen auf Böden, Waldökosysteme und die natürliche Verjüngung heimischer Baumarten. Solche Aussagen sind gelegentlich stark verkürzt oder pauschal formuliert, könnten aber dennoch fachliche und öffentliche Debatten sowie konkrete Managemententscheidungen beeinflussen.

Manche Aussagen bleiben ohne nachvollziehbare Quellen, während andere sich auf zitierbare wissenschaftliche Literatur stützen, deren Inhalte sich jedoch gelegentlich als deutlich differenzierter erweisen als die Aussagen, die sich darauf berufen.

Die folgenden Quellen und Studien werden im Original wortlaut wiedergegeben, um Übersetzungsverzerrungen zu vermeiden. Zwischen den Zitaten habe ich erläuternde Hinweise eingefügt und einzelne Begriffe hervorgehoben. Die Auswahl der Zitate könnte einem gewissen Selektionsbias unterliegen, etwa durch eingeschränkte Zugänglichkeit oder die Fokussierung auf bestimmte Argumentationslinien.

Eine Broschüre enthält folgende Aussage:

»Auch wenn die Robinie entfernt wird, hat sie den Boden mit Stickstoff und giftigen Ausscheidungen aus Wurzeln und Laub angereichert und die Pflanzenwelt am Standort dauerhaft verändert. Von Wildtieren wird sie nicht verbissen (dornig und giftig). . . . Unterdrückt nahezu jede andere Pflanze und ist daher für die Gartengestaltung wenig geeignet.« (Österreichische Bundesforste, 2019).

Leider fehlen in der Broschüre Literaturangaben, die eine Überprüfung dieser Aussagen ermöglichen würden. Ohne die Hinweise auf Stickstoffanreicherung und Dornen würde ich die Beschreibung eher der Walnuss zuordnen und selbst für sie als übertrieben betrachten. Meiner Ansicht nach trägt sie dazu bei, dass der falsche Eindruck entsteht, die Robinie würde den Boden vergiften und dadurch den Wald schädigen.

Wenn Zitate vorhanden sind, kann die ursprüngliche Aussage nachgelesen werden. In Szyp-Borowska u. a. (2023) findet sich folgender Satz mit Bezug auf die Robinie:

»Due to its negative impact on biodiversity and forest ecosystem functioning (Langmaier und Lapin, 2020), there are no plans to increase its role in forests or expand the range of this species.«

In Langmaier und Lapin (2020) heißt es:

»Another aspect of chemical impacts is the fact that the chemical composition of plant litter from alien plants such as *Robinia pseudoacacia* can cause high levels of nitrogen in the upper soil horizons, thereby exerting an effect on regeneration (Rahmonov, 2009)).«

»The regeneration of Scots pine (*Pinus sylvestris*) was negatively influenced by *Prunus serotina* and *Robinia pseudoacacia* (Sebert-Cuvillier u. a., 2007; Rahmonov, 2009).«

»*Robinia pseudoacacia* originating from North America is a good example of an invading plant species that uses different impact mechanisms at different stages of invasion. It increases nitrogen availability, changes light conditions, creates plant communities and is also associated with allopathic activity (Rahmonov, 2009; Campagnaro u. a., 2018). *R. pseudoacacia* can be a desirable and beneficial species for forest management on degraded, sandy, urban, and initial soil, while other studies report its negative impacts on riparian forests, Pannonian mixed forests and Western European broadleaf forests. Its effects particularly affect the natural regeneration of *Ulmus laevis*,

Ulmus minor, *Quercus pubescens*, *Quercus petraea*, *Quercus robur*, *Populus sp.*, *Crataegus monogyna*, *Betula pendula*, *Pinus sylvestris*, and *Fraxinus angustifolia* (Rahmonov, 2009; Maringer u. a., 2012; Petrášová u. a., 2013; Radtke u. a., 2013; Terwei u. a., 2013).«

In Rahmonov (2009) findet sich:

»The *positive influence* of *R. pseudoacacia* on a habitat is primarily connected with the chemical composition of plant litter, as well as with the biology of the species.«

»Pines can sow under the canopy of *R. pseudoacacia*, but they extinct very quickly.«

Würde diese letzte Aussage nicht auch für fast jede andere Baumart gelten? Wenn man einen Bestand natürlich verjüngen will, ist es nicht unüblich, zuerst aufzulichten. Sobald sich Verjüngung eingestellt hat, wird weiter aufgelichtet oder sogar der Altbestand geräumt, weil insbesondere die Verjüngung von Lichtbaumarten wie Kiefer andernfalls kümmernd oder abstirbt.

Die folgende Aussage dürfte nicht allgemeingültig sein. In diesem Fall jedoch könnte sie zutreffen.

»Dort, wo in unserem Untersuchungsgebiet die Robinie im Zusammenleben mit Kiefer oder Eiche auf die Entwicklung beider Holzarten schädigend zu wirken schien, stellte es sich stets heraus, daß der Grund dafür in der zu geringen Aufmerksamkeit des Wirtschafters zu suchen war.« (Erteld, 1952, S. 90)

In Campagnaro u. a., 2018 findet sich:

»For example, with respect to impacts on vascular plant species by *R. pseudoacacia*, Sitzia et al. (2012) *did not find changes in diversity* when comparing several recent secondary forest types in a rural context, but Trentanovi et al. (2013) found a strong reduction in diversity compared to *native* birch forests *within the city of Berlin*.«

»... whereas, *Agonimia allobata*, a rare and vulnerable lichen species (Nascimbene, Nimis, & Ravera 2013), was found in *R. pseudoacacia* but not in oak stands in Italy (Nascimbene & Marini 2010).«

Sebert-Cuvillier u. a. (2007) behandelt die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*). Darin finde ich mit Referenz auf C.-S. Lee u. a. (2004) eine Beschreibung, dass die Robinie im Altbestand eine Verjüngung in Warteposition hat, die bei Freistellung den Bestandesschluss rasch wiederherstellen kann. Wie sich das auf die Verjüngung von Kiefern auswirkt, wird nicht beschrieben.

In C.-S. Lee u. a. (2004) heißt es:

»Although native oaks (*Quercus spp.*) are usually *succeeding* black locust colonies, changes to native vegetation are often interrupted by frequent disturbance by *human activities*, as evident from persistent sprouts and expansions of black locust suckers in the disturbed areas, such as urban center and rural areas.«

In Maringer u. a. (2012) steht:

»Due to the different ecological requirements of indigenous and alien tree seedlings, *not any interaction* between the two groups was detected.«

In Petrášová u. a. (2013):

»Even though the black locust *does not have influence* on the presence of native and typical forest species, it has ability to homogenize tree composition of spontaneously growing forest patches.«

In Radtke u. a. (2013):

»Due to the relatively *short cycle of coppice* forests, the time of forest development is *too short* for native species to *out-shade* the light-demanding non-natives.«

Und in Terwei u. a. (2013):

»Presence of *R. pseudoacacia* in the canopy *promoted* the regeneration of *Q. robur*.«

Umgekehrt finden sich auch Autoren, die der Robinie ausschließlich positive Eigenschaften zuschreiben und sie als Lösung für vielfältige Problemstellungen ansehen. Friedrich Casimir Medicus zählte wohl zu diesen. Er gab von 1794 bis 1803 eine eigene Zeitschrift über die Robinie heraus. Dabei lässt er durchaus auch kritische Stimmen darin zu Wort kommen wie beispielsweise:

»In dem Forst- und Jagd- Kalender 1796 des Herrn Prof. Leonhardi steht S. 297 folgende Stelle: „Uebrigens wünsche ich, und bitte Hrn. M. im Namen mehrerer Forstliebhaber, vor der Hand mit dem Schreiben über den unächten Acacien-Baum zu schließen, und erst nach einigen Jahren wiederum die gesamten Erfahrungen mitzutheilen, weil die gute Sache sonst leicht darunter leiden könnte.“« (Medicus, 1794, Bd. 2, Nr. 2, S. 3)

In seiner Zeitschrift vertritt er die Meinung, dass:

»... durch den allgemeinen Anbau des unächten Acacien-Baumes nicht allein dem künftigen Brennholz-mangel vorgebeugt werde, sondern auch schon jetzt die Gemüther von der Furcht befreit werden, ... « (Medicus, 1794, Bd. 1, Nr. 3, S. 186).

Hartig (1798), der durchaus positiv gegenüber der Robinie eingestellt ist, entgegnet Medicus, dass ein Brennholz-mangel nicht durch den Anbau der Robinie, sondern durch effizientere Öfen bewältigt werden kann, und stellt eine entsprechende Ofenkonstruktion vor.

So findet sich in Hartig (1798):

»Viele Abhandlungen sind zum Lob dieser allerdings schätzbaren Holzart geschrieben worden, ... « (S. 12),

»Wenn ich aber auch aus wirklicher Ueberzeugung zugebe, daß der Wuchs der Acacie sehr stark sey, und alle unsere zu Brennholz gute Laubholzarten übertreffe, ... « (S. 27),

»Man glaube indessen ja nicht, daß mir die Vortheile unbekannt oder gleichgültig seyen, welche die Acacie gewährt, oder daß ich der Anzucht dieser nützlichen Holzart entgegen arbeiten wolle. Nein, ganz und gar nicht! – Im Gegentheil pflanze ich sie hier und da selbst an, und empfehle ihre Anzucht allgemein, ... « (S. 35–36),

»Uebrigens protestire ich nochmals auf das feyerlichste gegen die Beschuldigung, als ob ich der Anzucht der Acacie entgegenarbeiten wolte: denn dies ist warlich meine Absicht ganz und gar nicht. Im Gegentheil empfehle ich diese nützliche Holzart überall sehr angelegentlich; aber nicht, um den gegenwärtigen oder nahe bevorstehenden Brennholz-mangel damit zu tilgen; sondern um die Zahl unserer sehr nützlichen Holzarten dadurch zu vermehren.« (S. 83).

»Es ist anzunehmen, daß von der wertvollen Schrift Hartigs immer nur der Titel gelesen und beachtet worden ist und die hohe Autorität des Verfassers genügt hat, aus der Verneinung der Möglichkeit, die Robinie könne den Brennholzbedarf decken, ihre allgemeine Ablehnung zu folgern. In der Folgezeit war die Robinie dem Interesse der Fachleute zunächst entschwunden.« (Erteld, 1952).

5 Biodiversität und Mischwälder

Durch Stickstofffixierung und ein lichter Kronendach kann die Robinie Standortbedingungen verbessern. Sie fördert das Wachstum und die natürliche Verjüngung vieler Baumarten, die unter oder neben ihr besser gedeihen als ohne sie. Die dichte Kraut- und Strauchschicht unter Robinienbeständen beeinflusst das Artengefüge und spielt eine wichtige Rolle in der Sukzession.

Die Robinie beeinflusst sowohl die Biodiversität als auch die Standortbedingungen in den von ihr besiedelten Habitaten. Sie wirkt sich auf die Lichtverhältnisse im Bestand, die Zusammensetzung von Flora und Fauna sowie auf sukzessive Entwicklungen in Waldökosystemen aus. Gleichzeitig spielt sie eine bedeutende Rolle im Mischwald und zeigt vielfältige Wechselwirkungen mit anderen Baumarten, die von waldbaulicher Bedeutung sind.

5.1 Lichtökologie und Vegetationsstruktur

Die Robinie zeichnet sich durch eine vergleichsweise kurze Belaubsungszeit aus. Ihre Blätter erscheinen spät im Frühjahr (Mai) und beginnen früh zu fallen, normalerweise während der Sommertrockenheit (August) (Vítková, Müllerová u. a., 2017). Die dadurch hohe Lichtversorgung ermöglicht es lichtbedürftigen Arten, wie Frühjahrsgeophyten oder einer dichten Strauchschicht, zu überleben. Diese dichte Kraut- und Strauchvegetation ist jedoch gleichzeitig ungünstig für die Verjüngung schattenintoleranter einheimischer Baumarten sowie auch für die Robinie selbst. Für Pionierpflanzen ist es typisch, dass sie als Erstbesiedler einen Standort für nachfolgende Pflanzen vorbereiten, von diesen aber schließlich verdrängt werden. F. S. Baker (1949) stuft die Robinie als sehr intolerant gegenüber Beschattung ein.

Untersuchungen in Mitteleuropa zeigen, dass Robinienbestände während des gesamten Wachstumszeitraums lichtdurchlässiger sind als einheimische Wälder, was sich in einer dichteren Strauch- und Krautschicht niederschlägt (Hanzelka und Reif, 2015). So lag die Beschattung in Robinienbeständen bei 57 %, verglichen mit 72 % in einem Eichenwald. Die Strauchbedeckung betrug 57 % gegenüber 11 % im Eichenwald, die Krautschicht 53 % statt 5 %.

5.2 Artenvielfalt und Sukzession

Die Robinie zeigt ein differenziertes Wirkungsbild im Hinblick auf Artenvielfalt und Sukzessionsprozesse. Während sie in bestimmten Kontexten zur Diversität beitragen kann, bestehen in anderen Fällen Hinweise auf eine Förderung homogener Artenzusammensetzungen. Ihre Rolle als Pionierart sowie ihre Auswirkungen auf Boden- und Lichtverhältnisse prägen maßgeblich die Entwicklung von Vegetationsstrukturen und Artenzusammensetzungen.

Kroftová und Reif (2017) zeigten, dass bei einem mittleren Anteil von Robinien die Artenvielfalt von Waldvögeln am höchsten ist. Ähnlich beschreiben Vítková und Kolbek (2010) mehrere Vegetationstypen in Mitteleuropa mit Dominanz der eingebürgerten Robinie, die durch eine floristische Charakterisierung abgegrenzt werden und in der Regel eine hohe Artenvielfalt aufweisen.

Im Gegensatz dazu weist Trentanovi u. a. (2013) darauf hin, dass die Robinie in städtischen Wäldern die Artenvielfalt

verringern kann, ohne dabei Standortunterschiede wesentlich zu verändern. Während urbane Strukturen vor allem zur Vereinheitlichung der heimischen Flora beitragen, fördert die Robinie insbesondere die Homogenisierung nichtheimischer Arten.

Bezüglich der Bodenpflanzenvielfalt konnte Sitzia u. a. (2012) keine Reduktion durch die Robinie feststellen. Allerdings entwickelt sich unter ihrem Einfluss eine verjüngungshemmende Ruderalflora (siehe Abb. 2).



Abbildung 2: Robinienversuchsfläche in Glaswein mit üppigem Unterwuchs.

Figure 2: Experimental plot of Robinia in Glaswein with dense undergrowth.

Ein Beispiel für nur geringe ökologische Auswirkungen der Robinie liefert eine Untersuchung aus Nordamerika. Deneau (2013) verglichen Robinienbestände mit lokalen Laubwäldern an neun Standortpaaren im Sleeping Bear Dunes National Lakeshore (USA). Dabei zeigten sich keine Unterschiede in der Bodenvegetation und nur geringe bei den Bodennährstoffen. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Robinie in diesem Ökosystem nur geringe Auswirkungen hat.

Die Veränderungen in der Artenzusammensetzung unter Robinien werden nach Vítková, Müllerová u. a. (2017) eher durch veränderte Bodennährstoffverfügbarkeit und Lichtbedingungen als durch allelopathische Effekte verursacht. Csizsár (2009) untersuchte die allelopathischen Wirkungen von 15 fremdländischen Baumarten und stellte fest, dass die Robinie im Gegensatz zu anderen Arten wie Bastardindigo (*Amorpha fruticosa*), Götterbaum oder Schwarznuss (*Juglans nigra*) keine besonderen allelopathischen Eigenschaften zeigt.

Untersuchungen zur Gehölzsukzession auf ruderalen Trümmerschuttfeldern in Berlin durch Kowarik (1990) ergaben, dass spontane Robinienbestände überraschend gehölzarten-

reich sind. Im Aufnahmемaterial wurden 77 Gehölzarten erfasst, darunter 38 Baumarten (z. B. Vogelbeere, Stiel- und Traubeneiche, Winterlinde, Feld- und Bergulme, Esche, Birke, Eibe), 35 Straucharten sowie 4 holzige Kletterpflanzen. Ahornarten sind im Verlauf der Sukzession in Robinienbestände eingedrungen, während Birken durch den Schattendruck der Robinien absterben. Auch verwilderte Obstgehölze wie Apfel, Birne, Nuss oder Wein kommen neben Robinien vor. Als prägende Strauchart tritt der Schwarze Holunder (*Sambucus nigra*) hervor, der in kaum einem älteren Bestand fehlt und Deckungswerte von über 75 % erreicht. Seine Bedeutung für die Gehölzsukzession liegt darin, dass er durch seinen Schatten Gräser und Hochstauden zurückdrängt und so das Aufwachsen schattentoleranter Gehölze fördert. Das Eindringen der Robinie in geschlossene mesophile Wälder, in denen sie bisher nicht vorhanden ist, wird als unwahrscheinlich eingeschätzt.

Evans u. a. (2013) zeigen, dass Robinien auf ehemaligen Tagebauflächen durch Biomasseproduktion und Stickstofffixierung zur Kohlenstoffbindung und Bodenentwicklung beitragen. Damit unterstützen sie die Artenvielfalt und die Wiederherstellung von Ökosystemleistungen und fördern als Pionierart die Waldetablierung auf stark degradierten Standorten.

Schließlich können auch Gräser eine Konkurrenz für Robinien darstellen. So zeigte sich im Rahmen von Erosionsschutzmaßnahmen, dass Robinien auf ungepflügten, grasbewachsenen Flächen neben Erosionsrinnen eine höhere Sterblichkeit aufweisen und langsamer wachsen als solche auf weniger fruchtbaren, aber unbewachsenen Hängen der Rinnen (Meginnis, 1934; Cooper und Aikman, 1950).

Insgesamt zeigt sich, dass die Robinie in Sukzessionsprozessen sowohl fördernde als auch hemmende Effekte auf andere Arten haben kann, die wiederum mit ihr und untereinander in Wechselwirkung stehen. Solche Wechselwirkungen sind typisch für das Zusammenspiel von Arten in dynamischen Ökosystemen.

5.3 Wechselwirkungen mit anderen Baumarten

Die Robinie geht vielfältige Wechselwirkungen mit anderen Baumarten ein, die von standortabhängigen Verträglichkeiten bis zu unterschiedlichen Wachstums- und Konkurrenzverhältnissen reichen. Dabei überwiegen förderliche Effekte. In vielen Fällen begünstigt die Robinie das Wachstum benachbarter Arten, insbesondere von Schattenbaumarten. Hemmende Wirkungen treten vor allem bei ausgeprägten Lichtbaumarten auf.

Die Verträglichkeit der Robinie mit anderen Baumarten variiert je nach Art. So berichtet Krauß (1986, S. 138), dass Fichte und Eiche unter Robinienbeständen gut gedeihen, während Weißkiefer weniger kompatibel ist. Kellogg (1934) beschreibt, dass Robinie mit Kiefern- und Lärchenarten nicht kompatibel ist.

Die äußerst lichtbedürftige Birke dürfte ebenfalls zu den wenigen Baumarten zählen, der die Robinie in Bezug auf Licht tatsächlich Konkurrenz machen kann, was jedoch Mischungen mit ihr nicht ausschließt. Gaier u. a. (2009) berichten von einem Robinien-Birken-Mischbestand, bei dem im Alter von 60 Jahren erfolgreich eine Vorverjüngung unterm Schirm der Robinie durchgeführt wurde. Bei einem Bestockungsgrad von 0,8 entwickelten sich Winterlinde und Spitzahorn, bei

0,3 hingegen Traubeneiche und Hainbuche etwas besser. Die Robinie bildete Wurzel-Brut, jedoch konnten keine negativen Auswirkungen auf den Voranbau festgestellt werden.

In den Untersuchungen von Scamoni (1952, S. 150–160) wird das Wachstum der Wurzeln von benachbarten Ahornbäumen als auch benachbarter Robinien durch Wurzeln anderer Robinien nicht gestört. Auch Bencat (1992) schreibt, dass die Entwicklung des Wurzelsystems nicht von Nachbarbäumen beeinflusst wird. Hingegen meiden nach Kolesnikov (1971, S. 53) Wurzeln von Apfelbäumen den Wurzelbereich anderer Apfelbäume, breiten sich jedoch zwanglos zwischen Wurzeln von Kirsche und Marille aus.

Ferguson (1922), McIntyre und Jeffries (1932) und Chapman (1935) berichten von einer benachbarten Pflanzung von Robinie und Trompetenbaum. Dabei waren die Trompetenbäume sowohl im Alter 13 als auch 23 am Bestandesrand durchwegs doppelt so hoch, doppelt so stark und hatten damit ein ca. 8-faches Volumen im Vergleich zu Bäumen 20 m hinter dem Bestandesrand (Abb. 3). Auch McIntyre und Jeffries (1932) beobachteten beim Trompetenbaum und Chapman (1935) bei Weiß-Esche, Tulpenbaum, Färber- und Kastanien-Eiche eine Zuwachssteigerung in ähnlicher Größenordnung. Zuwachssteigerungen in diesem Ausmaß sind allerdings höchstens auf Standorten, bei denen starker Stickstoffmangel herrscht, zu erwarten. So gibt Krauß (1986, S. 107) in einem Diagramm an, dass die Kiefer in Mischung mit Robinie im Alter 70 ca. 20 cm, ohne Robinie ca. 16 cm Durchmesser in 1,3 m Höhe hatte, wobei diese Differenz auch durch einen Unterschied bei der Bestandesdichte verursacht werden kann. Ashby und M. B. Baker (1968) untersuchten den Höhenzuwachs von 16-jährigen Bäumen, die zum einen unter Robinie, zum anderen unter Fichtenkiefer (*Pinus echinata*) gepflanzt wurden, wobei einige Baumarten unter der Robinie ca. doppelt so hoch waren wie unter der Kiefer (Tab. 1).

Alter	Robinie		Kiefer	
	4	16	4	16
Schwarznuss (<i>Juglans nigra</i>)	8	47	2	19
Schwarznuss Sämling	7	44	2	17
Tulpenbaum (<i>Liriodendron tulipifera</i>)	8	41	2	16
Silber-Ahorn (<i>Acer saccharinum</i>)	7	34	2	9
Amberbaum (<i>Liquidambar styraciflua</i>)	5	14	3	18
Milchorangenbaum (<i>Maclura pomifera</i>)	4	18	2	12
Esche (<i>Fraxinus</i> spp.)	3	8	2	7
Bestandeshöhe (ca.)	22	47	6	33

Tabelle 1: Baumhöhen [Fuß] (1 Fuß = 30,48 cm) unter Robinie und Fichtenkiefer im Alter 4 und 16 Jahre nach Ashby und M. B. Baker (1968).

Table 1: Tree heights [feet] (1 foot = 30.48 cm) under black locust according to Ashby and M. B. Baker (1968).

Chapman und Lane (1951) untersuchten die Ausfallhäufigkeit und Zuwachsleistung von Tulpenbaum, Grünesche, Kirsche sowie Rot- und Weißeiche, wenn diese auf einer (1) Brachfläche mit natürlicher krautiger Vegetation, Gräsern und kleinen Sträuchern unter (2) Sassafras (*Sassafras albidum*), (3) Robinien oder (4) Kiefer gepflanzt wurden. Dabei zeigte sich, dass Robinie auf die Roteiche als Lichtkonkurrentin wirkt, was sich in erhöhter Mortalität zeigte. Vom Höhenzuwachs waren alle untersuchten Baumarten bis auf Grünesche unter der Robinie mindestens doppelt so hoch wie unter den an-

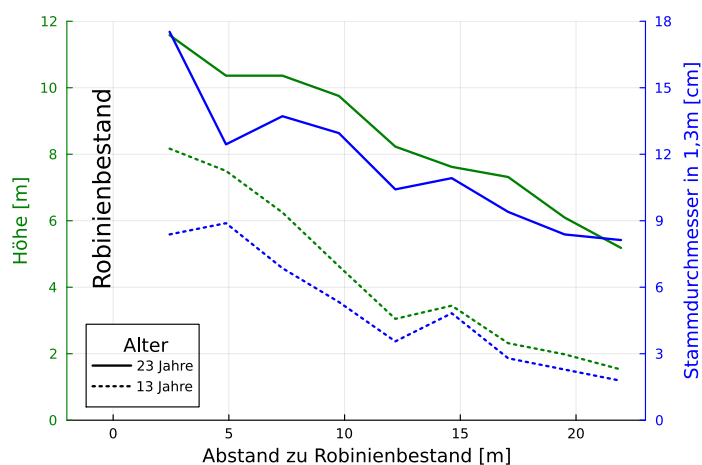


Abbildung 3: Zuwachssteigerung eines Trompetenbaumbestandes neben einem Robinienbestandesrand nach Ferguson (1922) und Chapman (1935).

Figure 3: Increase in growth of a trumpet tree stand at the edge of a Robinia stand according to Ferguson (1922) and Chapman (1935).

deren Baumarten bzw. der Brache (Tab. 2). Wie zu erwarten eignen sich Lichtbaumarten nicht zum Unterbau. Strobe (*Pinus strobus*) überlebte zwar, hatte jedoch geringe Zuwächse. Fichtenkiefer (*Pinus echinata*) und Pech-Kiefer (*Pinus rigida*) fielen im Unterbau, selbst bei Robinie, komplett aus.

	Unterpflanzte Art				
	Weißeiche	Roteiche	Kirsche	Tulpenbaum	Grünesche
Schirm	Überlebensprozent 1940 – 1943 / 1948				
Robinie	93,3 / 71,7	93,3 / 46,0	93,3 / 91,7	89,1 / 82,5	98,3 / 93,3
Kiefer	93,3 / 89,2	95,8 / 90,8	95,0 / 91,7	72,5 / 5,0	95,8 / 95,0
Sassafras	92,5 / 78,3	85,0 / 60,8	90,8 / 76,7	93,3 / 81,7	95,0 / 89,2
Brache	74,2 / 58,3	73,3 / 55,8	81,6 / 79,1	31,6 / 22,5	98,3 / 94,8
	Mittlere Höhe 1943 / 1948 [Fuß] (1 Fuß = 30,48 cm)				
Robinie	3,1 / 4,4	2,3 / 7,1	5,5 / 14,1	7,5 / 16,6	4,5 / 5,2
Kiefer	1,2 / 2,2	1,1 / 2,1	3,4 / 6,9	3,8 / 5,5	3,0 / 5,1
Sassafras	1,1 / 1,9	1,6 / 3,1	1,7 / 2,7	3,0 / 6,3	1,9 / 2,5
Brache	1,4 / 1,8	1,6 / 3,2	1,7 / 2,5	1,9 / 3,5	2,2 / 2,8

Tabelle 2: Überlebensraten und Höhen von unterbauten Baumarten nach Chapman und Lane (1951).

Table 2: Survival rates and heights of underplanted tree species according to Chapman and Lane (1951).

Vergleichbares beschreiben auch Limstrom und Deitschman (1951). Robinie hatte bei Aufforstungen auf Bergbauaushub nach zwei Jahren eine Überlebensrate von 82 % und damit die zweithöchste nach Esche mit 86 % von 18 verglichenen Baumarten. Die Robinie war mit 5,7 Fuß (1,74 m) auf planierten und 4,8 Fuß (1,46 m) auf unplanierten Abraumflächen nach zwei Jahren deutlich höher als die 16 mit ihr verglichenen Baumarten. Die nächsthöchste Baumart war Pappel mit 1,7 Fuß (0,52 m) auf planierten und 2,0 Fuß (0,61 m) auf unplanierten Flächen. Auf einer Fläche, auf der auch Unterbau verglichen wurde, hatte Robinie auf der Freifläche die höchste Überlebensrate und die deutlich höchste Höhe und steigerte die Überlebensrate von Schwarznuss von 67 % auf der Freifläche auf 97 % im Unterbau von Robinie. Die Lichtbaumarten Pappel und Milchorangenbaum hatten unter Robinie eine Überlebensrate von 14 % (Tab. 3).

In Robinienbeständen waren gepflanzte Laubbäume nach drei Jahren dreimal so hoch wie neun Jahre alte Bäume derselben Art auf Flächen ohne Voranbau der Robinie. Natürliche Verjüngung von Laubbäumen findet dort nur unter der

Baumart	Brache		Robinie		Kiefer	
	%	h	%	h	%	h
Esche	86	1,3	93	1,1	97	1,0
Robinie	93	8,8			94	6,1
Schwarznuss	67	0,7	97	1,9	81	1,0
Schwarznuss (aus Samen)	66	0,6	81	1,8	56	0,9
Pappel	52	3,1	14	2,3	35	1,5
Milchorangenbaum	67	1,0	14	1,5	59	1,0
Virginischer Wacholder	63	1,1	83	1,1		
Amberbaum	73	1,3	57	1,8	73	1,1
Silber-Ahorn	39	1,4	86	2,5	71	1,1
Tulpenbaum	40	0,8	75	2,4	65	1,0

Tabelle 3: Überlebensraten und durchschnittliche Gesamthöhe (in Fuß, 1 Fuß = 30,48 cm) verschiedener Baumarten auf Brache, unter 9 jähriger Robinie oder Fichtenkiefer nach zwei Jahren (Limstrom und Deitschman, 1951).

Table 3: Survival rates and average total height (in feet, 1 foot = 30.48 cm) of various tree species on abandoned land, under 9-year-old Robinia or Scots pine, after two years (Limstrom and Deitschman, 1951).

Robinie statt, während sie auf kahlen Böschungen oder in Kiefernwäldern ausbleibt (Chapman, 1947).

Nach Erteld (1952, S. 19) gelingt die natürliche Besamung mit Eiche und Edelhölzern unter dem Schirm der Robinie sehr oft in hervorragender Weise, allerdings ist es durch die Mehrschichtigkeit und die üppige Bodenflora schwierig, die Robinie mit Kiefer zu unterbauen. Mit Fichte und Douglasie ist es mit entsprechender Pflege eher möglich (Erteld, 1952, S. 94).

Entgegen der weit verbreiteten Meinung, dass die Robinie andere Baumarten neben sich nicht duldet, hat sich gezeigt, dass sie sich auch als Mischbaumart eignet. Deshalb wird vielfach empfohlen, in Reinbestände der Robinie andere Baumarten durch Vor- oder Unterbau einzubringen (Ewald u. a., 2001).

Nach Erteld (1952, S. 90–92) verbessert die Robinie den Boden erheblich, sodass sich eine artenreiche Bodenflora entwickeln kann. In dieser Bodenflora haben sich Eiche, Esche, Linde, Spitz- und Bergahorn sowie Traubenkirsche eingefunden und zeigen ein gutes Gedeihen. Im Vergleich dazu fehlen diese in benachbarten Kiefernbeständen ohne Robinie. Gerade auf ärmeren Böden wird ein allmähliches Hineinbringen der Robinie in reine Kiefernbestände empfohlen.

Nach Beck und McGee (1974) hat der von Robinie freigestellte Tulpenbaum höhere Zuwächse als jene, die unter seiner Krone wachsen. Die Robinie war selbst gegenüber dem freigestellten Tulpenbaum deutlich größer (Tab. 4).

Nach Dickmann u. a. (1985) hatte ein Robinienreinbestand nach 4 Jahren eine Biomassenleistung von 4,6 t/ha/Jahr. Ein reiner Platanenbestand (*Platanus occidentalis*) zeigte die gleiche Leistung. Ein Mischbestand aus beiden Baumarten erreichte jedoch nur 3,6 t/ha/Jahr. In diesem Fall wurde der Effekt der Stickstofffixierung der Robinie durch zweimalige Düngung von 135 kg Ammoniumnitrat/ha, zweimalige Düngung von 900 kg/ha und einmalig 560 kg 10-10-10 (N-P-K)/ha anscheinend ausgeschaltet.

Ashton und Kelty (2018, p. 467, 586) beschreibt ein Agroforst-Weidewirtschaftssystem (silvopastoral system), wobei die Robinie aufgrund ihrer Stickstoffbindungskapazität und ihres

Rob. entfernt	Alter	Robinie		Tulpenbaum	
		h	d	h	d
Nein	3	12		4,6	
Ja	3	12		5,4	
Nein	9	31	3,4	16	1,4
Ja	9	–	–	24	2,5

Tabelle 4: Wuchsreaktion des Tulpenbaumes wenn dieser im Alter von 3 Jahren von Robinien freigestellt wird (Beck und McGee, 1974).

h ... Höhe [Fuß], d ... Durchmesser [Zoll]

Table 4: Growth response of tulip tree when released from Robinia competition at the age of 3 years (Beck and McGee, 1974).

h ... height [feet], d ... diameter [inches]

lichten Blätterdach das Wachstum der darunterliegenden Gräser fördert.

Bei einer Erhebung einer Bahnbrache von Kowarik (1996) haben sich in fünf Jahren 10 Eichen und fünf Ahorne im geschlossenen Robinienbestand etablieren können, jedoch nur eine Eiche außerhalb.

Insgesamt verdeutlichen die Untersuchungen, dass die Robinie in Mischbeständen keine pauschale Konkurrenz darstellt, sondern in der Regel positiv auf benachbarte Baumarten wirkt. Einschränkungen bestehen lediglich bei lichtliebenden Arten. Die Ergebnisse unterstreichen die Bedeutung einer standortspezifischen Planung, bei der die positiven Wechselwirkungen der Robinie gezielt genutzt werden können.

6 Einfluss auf Standortfaktoren

Die Robinie kann die Bodenqualität vor allem durch Stickstofffixierung, die Förderung einer lockeren und gut durchlüfteten Bodenstruktur, tiefe Durchwurzelung sowie die Anreicherung von Humus verbessern. Die Stickstofffixierung wird jedoch reduziert oder eingestellt, wenn im Boden bereits ausreichend Stickstoff vorhanden ist. Darüber hinaus ist die Robinie in der Lage, Nährstoffe aus tieferen Bodenschichten zu erschließen und die Wasserspeicherfähigkeit des Bodens zu erhöhen, was insbesondere in trockenen Regionen die Ansiedlung weiterer Baumarten erleichtert. Ihr dichtes Wurzelsystem kann zudem Nährstoffverluste durch Auswaschung verringern.

Die Robinie wirkt auf verschiedene Standortfaktoren ein, insbesondere auf Nährstoffhaushalt, Humusgehalt, Bodenreaktion sowie physikalische Eigenschaften des Bodens.

6.1 Nährstoffhaushalt und Bodenreaktion

Die Robinie ist eine stickstofffixierende Baumart, deren Einfluss auf den Nährstoffhaushalt und die Bodenreaktion vielfach untersucht wurde. Im Folgenden werden die bekannten Mechanismen der Stickstoffbindung, deren Auswirkungen auf das Ökosystem sowie vergleichbare Prozesse bei anderen Arten dargestellt.

Robinien können Luftstickstoff fixieren. Boring und Swank (1984b) berichten, dass sich 67 % der Biomasse der stickstofffixierenden Knöllchen in den obersten 15 cm des Bodens befinden und dass ein vierjähriger Robinienbestand 30 kgN/ha/Jahr bindet. Noh u. a. (2009) beobachteten Fixierungsraten von 23–112 kgN/ha/Jahr, Danso u. a.

(1995) von 220 kgN/ha/Jahr und Marron u. a. (2018) 5,7–12,5 kgN/ha/Jahr in Robinienbeständen. Nach Moshki und Lamersdorf (2011) besteht zwischen den Robinienherkünften ein Unterschied in der Stickstoffbindungskapazität. Die Biomasseleistung kann als indirekter Indikator zur Selektion von Robinienklonen mit hoher Stickstofffixierung dienen.

Nach Boring und Swank (1984a) nimmt die Stickstofffixierungsrate zunächst mit dem Alter zu, um in höherem Alter wieder abzunehmen. So wurden in einem 4-jährigen Robinienbestand 191 kgN/ha, in einem 17-jährigen 1272 kgN/ha und in einem 38-jährigen 1231 kgN/ha seit der Aufforstung fixiert. Demnach nimmt der Stickstoff im höheren Alter nicht zu. Dieses Muster der Stickstoffanreicherung ähnelt dem anderer holziger, stickstofffixierender Arten auf sekundären Sukzessionsflächen. So beschreiben Cleve u. a. (1971) für Grauerle, dass der Stickstoffvorrat des Bodens bis zum Alter 5 stark, bis zum Alter 15 leicht aufgebaut wird und danach teilweise sogar etwas abfallen kann. Die höchsten Fixierungsraten treten demnach in frühen bis mittleren Sukzessionsstadien auf und nehmen in späteren Phasen wieder ab bzw. kommen sogar zum Erliegen.

In älteren Robinienbeständen kann es zu einem Nettoverlust von Stickstoff im Waldboden und in der Streuschicht kommen, da große Mengen an Stickstoff in der Biomasse aufgenommen und gespeichert werden. Der Rückgang des Stickstoffs im Boden könnte jedoch das Ergebnis einer langfristigen Umverteilung von Nährstoffen in die Biomasse nach einer Kahlschlagbewirtschaftung sein (Boring und Swank, 1984a). Die Robinie führte nicht zu einer signifikanten Anreicherung von stabilem stickstoffhaltigem Material im oberen Mineralboden (Auten, 1945).

Stickstofffixierung durch Bäume ist selten anzutreffen. Die Deposition kompensiert bzw. übersteigt leicht die Austräge bei der Ernte. Bei stickstoffgesättigten Böden ist damit zu rechnen, dass es zu Auswaschungen kommt, was insbesondere in Quell-schutzgebieten zu vermeiden ist. An Standorten, an denen der Zuwachs der Bäume durch Stickstoffgaben gesteigert werden kann, was beispielsweise in ehemals streugennutzten Wäldern der Fall sein könnte, sollten stickstofffixierende Pflanzen in der Regel willkommen sein. So empfiehlt beispielsweise Wiedemann (1951) den Anbau von Dauerlupine, um den Standort zu verbessern und die Wuchsleistung zu steigern. Die Menge an Stickstoff, die die Robinie fixiert, entspricht in ihrer Größenordnung etwa der von anderen Leguminosen wie Lupine oder Klee, welche im Ökolandbau eingesetzt werden.

Unter den heimischen Baumarten können Erlen Stickstoff fixieren. Dort wird diese Eigenschaft mit Bodenverbesserung in Verbindung gebracht. »Grundlage für die immer wieder betonte bodenverbessernde Wirkung der Grauerle bildet ihre Fähigkeit zur Bindung von Luftstickstoff mittels einer Actinorhiza« (Schütt und Lang, 2014). Schütt und Lang (2014) geben auch einen aus der Literatur gesammelten Überblick über die Stickstofffixierungsraten von Grauerle mit 43–72 kgN/ha/Jahr. Cleve u. a. (1971) geben für Grauerle eine durchschnittliche Stickstofffixierungsrate eines 20-jährigen Bestandes von 156 kgN/ha/Jahr an, wobei im Alter 0 bis 5 Jahre 362 kgN/ha/Jahr gebunden wurden. Von den Straucharten können z. B. Goldregen oder Sanddorn Stickstoff binden.

Leguminosen werden auch in der Landwirtschaft verwendet. Kolbe (2008) gibt Stickstoffbindungsmengen von 105–

309 kgN/ha durch Leguminosen im Ökolandbau an.

Nach Zheng u. a. (2023) wird durch künstliche Stickstoffdüngung die natürliche N-Fixierung gehemmt, wobei ein höherer Gehalt an Bodenkohlenstoff diese Hemmung abschwächt.

Der Düngemittel-Reinnährstoffabsatz liegt in Österreich ca. bei 100 000 t/N/Jahr (AgrarMarkt Austria, 2024). Laut Statistik Austria wurden im Jahr 2020 1 322 900 ha als Ackerland und insgesamt 2 602 700 ha landwirtschaftlich genutzt. Daraus errechnet sich, wenn der abgesetzte N-Dünger nur auf Ackerland ausgebracht wurde, 75 kgN/ha bzw. 38 kgN/ha, wenn die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche angesetzt wird.

Nach Schneider (1998) kann es bei der nassen Gesamtstickstoffdeposition zu Einträgen bis über 20 kg/ha und Jahr kommen. Auch Raspe u. a. (2018) berichten von N-Einträgen über 20 kg/ha/Jahr, welchen Austrägen von 6 kg/ha/Jahr gegenüber stehen. In Holz und Rinde werden je nach Baumart und Standort zwischen 4 kg/ha/Jahr (Kiefer) und 16 kg/ha/Jahr (Eiche) festgelegt und bei einer anschließenden Ernte entzogen. Die gesamte Stickstoffaufnahme von Bäumen ist deutlich höher und der mit dem Streufall rückgeführte Stickstoff liegt bei 50 kg/ha/Jahr. Raspe u. a. (2018) berichten von einer mittleren Stickstoffanreicherung durch Deposition von ca. 6 kg/ha/Jahr in den letzten 25 Jahren.

Emberger (1965) fanden in Waldböden bis 1 m Tiefe Stickstoffvorräte zwischen 1905 kg/ha und 15 929 kg/ha.

Nach Müller (1991) ist in den ersten Jahren nach Einbringung der Robinie mit *vorübergehend* verstärktem Entzug der Hauptnährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kali infolge Nährstoffaufnahme des intensiven Robinienwurzelsystems zu rechnen. Diese *vorübergehende* Festlegung von Nährstoffen hat der Robinie den Ruf als »Nährstoffräuber« eingetragen. Diese rasche Nährstoffaufnahme durch die Robinie kann dazu beitragen, Nährstoffverluste durch Auswaschung auf vorübergehend unbestockten Flächen zu minimieren (Boring und Swank, 1984a).

Lazzaro u. a. (2018) stellten in Robinienbeständen gegenüber Eichenwäldern eine Absenkung des Boden-pH-Werts und erhöhte Stickstoffgehalte fest. Dies ging mit erhöhter bakterieller Diversität, aber reduzierter Vielfalt bei Mikroarthropoden und Nematoden einher, vermutlich infolge von Bodenversauerung und sekundären Pflanzenstoffen.

Nach Y. C. Lee u. a. (2010) erhöht die schnelle Zersetzung von Robinien-Blüten- und Blattstreu deutlich den Phosphatgehalt im Boden. Dabei handelt es sich jedoch nicht um ein altruistisches Verhalten, sondern um eine indirekte Wechselwirkung innerhalb des Ökosystems. Durch Interzeptions- und Trockendeposition reichern Bäume und Wälder im Vergleich zum offenen Freiland sowohl Schadstoffe als auch Nährstoffe in höheren Mengen an. Die Effizienz dieser Depositionsprozesse variiert dabei deutlich zwischen verschiedenen Baumarten, abhängig von Faktoren wie Blattstruktur, Nadeldichte oder Kronenform. Zudem ist der Austrag von Stoffen durch Erosion und Auswaschung in bewaldeten Flächen in der Regel deutlich geringer als im unbewaldeten Freiland.

Garman und Merkle (1938) analysierten den Nährstoffgehalt des Bodens anhand von Proben, die nach Entfernen der obersten Schicht und des Laubs aus einer Tiefe von 2–5 Zoll entnommen wurden. Dabei zeigte sich, dass alle untersuchten Nährstoffe unter der Robinie in höheren Konzentrationen

vorlagen als auf einer angrenzenden, nicht durch ihr Laub beeinflussten Fläche (Tab. 5).

	Ca	Mg	K	NO ₃	pH
1. Unter Rob.	976	74	150	30	7.1
1. Außerhalb	432	60	50	10	5.4
2. Unter Rob.	936	84	200	Spuren	7.2
2. Außerhalb	340	31	100	Spuren	6.3
3. Unter Rob.	720	101	200	10	6.6
3. Außerhalb	208	50	100	Spuren	5.2
4. Unter Rob.	792	134	150	10	6.6
4. Außerhalb	180	55	100	Spuren	5.1
5. Unter Rob.	888	120	150	30	5.6
5. Außerhalb	340	140	100	Spuren	5.0

Tabelle 5: Leicht extrahierbare Mineralnährstoffe im Boden unter dem Einfluss von Robinienlaub [Pfund pro 2 Millionen Pfund Trockenerde] nach Garman und Merkle (1938).

Table 5: Easily extractable mineral nutrients in the soil under the influence of Robinia leaf litter [pounds per 2 million pounds of dry soil] according to Garman and Merkle (1938).

Nach Kou u. a. (2016) stieg nach einer Ackeraufforstung mit Robinien der Phosphorgehalt in den obersten 5 cm, der Bodenkohlenstoffgehalt in den obersten 60 cm und der Stickstoffgehalt bis zur maximalen Untersuchungstiefe von 100 cm an.

Insgesamt zeigen die dargestellten Studien, dass Robinien und andere stickstofffixierende Pflanzenarten erheblich zum Nährstoffhaushalt beitragen können, dabei jedoch auch ökologische und standortbezogene Risiken mit sich bringen. Die Fixierung von Luftstickstoff verläuft nicht kontinuierlich, sondern unterliegt einer ökologischen Regulation. Abhängig vom Alter des Bestandes, vom Stickstoffgehalt im Boden sowie von externen Einflüssen wie Düngung oder Deposition kann die Stickstoffbindung deutlich reduziert oder vollständig eingestellt werden. Die Bewertung dieser Effekte sollte daher stets im Kontext der jeweiligen Standortbedingungen und Bewirtschaftungsziele erfolgen.

6.2 Humus bzw. Bodenkohlenstoff

Die Bildung und Stabilisierung von Humus ist ein zentraler Bestandteil der Bodenfruchtbarkeit. Stickstofffixierende Baumarten wie die Robinie tragen durch Streueintrag, Wurzelaktivität und Nährstoffanreicherung maßgeblich zur Humusanreicherung und Kohlenstoffbindung bei.

Nach Papaioannou u. a. (2016) erhöhte sich nach dem Anbau der Robinie auf degradierten Ackerböden innerhalb von 20 Jahren die organische Bodensubstanz um das 1,3 bis 3-Fache. Auch die Stickstoffmenge nahm um das 1,2 bis 2,5-Fache zu. Zudem wurden häufig die höchsten Konzentrationen von Phosphor und Kalium gemessen, was vermutlich auf Düngungsmaßnahmen während der früheren Ackernutzung zurückzuführen ist. Baumarten, die tiefe Bodenhorizonte intensiv durchwurzeln, können Nährstoffe aus diesen Schichten erschließen und damit Pflanzen, insbesondere der Verjüngung, zugänglich machen, deren Wurzelsystem weniger tief reicht.

Gustafson (1935) zeigt, dass Robinien auf nährstoffarmen Sandböden erheblich zur Anreicherung von organischer Sub-

stanz und Stickstoff beitragen. Unter Robinienbäumen sammelte sich innerhalb weniger Jahre eine nährstoffreiche Laubschicht an, die nicht nur den Boden fruchtbarer machte, sondern auch das Wachstum von Pflanzen wie Wiesenschwingel ermöglichte, die sonst auf diesem Sandboden nicht gedeihen. Darüber hinaus verhinderten Robinien die Sandverwehung wirksam, was ihren Einsatz als Windschutz oder zur Bodenstabilisierung nahelegt.

Kastler (2013) ermittelt in einem Robinienbestand in der Au bei Orth einen Bodenkohlenstoffgehalt von 5,28 %, während in einem angrenzenden Stieleichen-Hainbuchen-Bestand 5,03 % gemessen wurden.

Kanzler u. a. (2021) zeigten, dass sich auf Bergbauschuttflächen unter Robinienbewuchs der Bodenkohlenstoff schneller anreichert als unter Getreideanbau.

Gürlevik und Karatepe (2016) zeigen, dass Aufforstungen auf trockenen Sandböden die Bodenfruchtbarkeit durch Anreicherung von organischem Kohlenstoff und Nährstoffen verbessern. Dabei erhöht nur die Robinie die Stickstoffverfügbarkeit deutlich. Da Kiefern im Gegensatz zur Robinie Stickstoff vorwiegend im Boden speichern, besteht bei ihnen ein erhöhtes Risiko für Nitratauswaschung.

Resh u. a. (2002) berichten, dass Wälder mit stickstofffixierenden Bäumen typischerweise mehr Kohlenstoff im Boden anreichern als vergleichbare Bestände ohne solche Arten. Dabei wird sowohl mehr Kohlenstoff neu gebunden als auch die Zersetzung älteren, bereits vorhandenen Bodenkohlenstoffs reduziert.

Im Vergleich zu nicht N-fixierenden Arten erhöht das Anpflanzen von N-Fixierern den Gehalt an organischem Bodenkohlenstoff um durchschnittlich 16 %. Pro zusätzlichem Gramm Stickstoff werden im Mittel 7,8 g Kohlenstoff gespeichert. Größere Boden-C-Zunahmen durch N-fixierende Pflanzen sind vor allem in warmen und trockenen Regionen zu erwarten (Sun u. a., 2025).

Nach Ye u. a. (2024) fördern stickstofffixierende Baumarten die chemische Stabilität des organischen Bodenkohlenstoffs.

Diese Studien zeigen, dass Robinien durch ihre Fähigkeit zur Stickstofffixierung, zur tiefgreifenden Durchwurzelung und zur Anreicherung organischer Substanz wesentlich zur Humusbildung und zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit beitragen können. Besonders auf degradierten oder nährstoffarmen Standorten leisten sie einen wichtigen Beitrag zur langfristigen Kohlenstoffspeicherung und zur ökologischen Stabilisierung der Böden.

6.3 Bodenphysikalische Veränderungen

Bodenphysikalische Eigenschaften wie Porosität, Wasserspeicherkapazität, Bodendichte und Gare beeinflussen maßgeblich das Pflanzenwachstum sowie die biologische Aktivität im Boden. Die Robinie zeigt in mehreren Studien eine positive Wirkung auf diese Parameter.

Nach Ramann (1898, S. 474, 483) findet eine Bodenlockerung unter der Robinie statt. Die Robinie scheint schwach, aber günstig auf den Boden zu wirken.

Nach Albert und Penschuck (1926) und Penschuck (1931) besitzt die Robinie die Fähigkeit, den Waldboden aufzulockern und eine besonders günstige Bodengare herauszubilden, also optimale physikalische Bedingungen für das Pflanzenwachstum zu schaffen. Die Bodenlockerung erleichtert den

für die Knöllchenbakterien nötigen Gasaustausch mit der Luft. Gleichzeitig erhöht sich damit die Bodenwasserkapazität.

Němec und Kvapil (1925) untersuchten die Bodenporosität, Wasser- und Luftkapazität von Waldböden, wobei jene unter Robinie am meisten porös waren und die höchste Wasserkapazität aufwiesen (Tab. 6).

	Porosität	Wasser	Luft
Robinie	60,48 – 71,73	24,65 – 49,68	19,36 – 32,11
Hainbuche	62,85	21,06	41,79
Erle	53,13 – 59,83	21,97 – 34,88	18,25 – 37,86
Fichte	55,19 – 56,28	32,12 – 36,81	18,38 – 22,47
Weißkiefer	53,59	23,22	30,37
Bestandeslücke	39,58	26,26	13,32

Tabelle 6: Bodenporosität, Wasser- und Luftkapazität in % von Waldböden unter verschiedenen Baumarten nach Němec und Kvapil (1925).

Table 6: Soil porosity, water and air capacity (in %) of forest soils under different tree species according to Němec and Kvapil (1925).

Ashby und M. B. Baker (1968) hatten unter Robinie eine geringere Bodendichte im Vergleich zu Fichtenkiefer (*Pinus echinata*) festgestellt.

Kompakte, nasse, stauende Horizonte können von den Wurzeln nicht durchdrungen (Auten, 1933; Müller, 1991) und somit auch kaum gelockert werden.

Diese Bodenlockerung könnte auf die Kombination von intensiver Wurzeltätigkeit, einer förderlichen Bodenfauna sowie einer günstigen Streuzersetzung mit Krümelbildung zurückzuführen sein. Solche physikalischen Veränderungen und die damit verbundene bessere Durchlüftung sind insbesondere auf schweren Böden von Vorteil. Auf leichten, sandigen Böden hingegen spielen vor allem der Humusgehalt und die damit verbundene Nährstoff- und Wasserspeicherkapazität eine entscheidende Rolle.

Nach Blümke (1955/1956) finden sich unter Robinie und Holunder die meisten Regenwürmer in Waldböden, welche bei der Bodenlockerung mithelfen.

Vaupel u. a. (2023) beschreibt, dass Windschutzstreifen förderlich für Regenwürmer sind. Im Vergleich zu Pappel war sowohl die Regenwurmdichte als auch deren Biomasse unter Robinie höher.

Diese Ergebnisse zeigen, dass Robinien durch eine Kombination aus intensiver Wurzelaktivität, günstiger Streuzersetzung sowie der Unterstützung bodenbiologischer Prozesse wie der Regenwurmtätigkeit die physikalischen Eigenschaften des Bodens auf vielen Standorten verbessern können.

7 Verbiss

Robinien werden teils stark von Wildtieren verbissen, sind für manche Tierarten giftig, können aber auch als Futter genutzt werden.

Die Robinie steht in vielfältiger Wechselwirkung mit Tieren. Diese betreffen nicht nur den Wildverbiss, sondern auch die Nutzung als Futterpflanze.

Nach Landgraf, Booz u. a. (2014) beträgt die durch Wildverbiss verursachte Ertragsreduktion in Robinien-Kurzumtriebsplantagen zwischen 1,3 und 6,8 Tonnen Trockenmasse pro Hektar und Jahr. Bei sehr hohem Wilddruck

kann es im Extremfall sogar zum vollständigen Absterben ganzer Bestände kommen (Landgraf und Böhm, 2024a; Landgraf und Böhm, 2024b).

Robinien werden vom Reh verbissen sowie von Hasen und Mäusen geschält bzw. deren Wurzeln gefressen, was insbesondere Aufforstungen auf Grasland erschwert (Barta und Beier, 2023). Nach Berner (2018) werden Robinien hingegen von Kühen nicht verbissen. Für Pferde sind sie giftig (Grosche u. a., 2008).

Robinienblätter eignen sich jedoch als Futter für Schafe (Ganai u. a., 2009), Ziegen (Papachristou, 1999) oder Hasen (Singh u. a., 2010), wobei sie bei Letzteren sogar die Immunfunktionen verbessern können (S. Yang u. a., 2017). Zusätzlich spenden Robinien den Tieren Schatten.

Insgesamt zeigen diese Beispiele, dass Robinien sowohl von Verbiss bedroht als auch als Futterpflanze nutzbar sind.

8 Verbreitung

Die Robinie stammt aus dem östlichen Nordamerika, ist heute jedoch weltweit verbreitet. In Mitteleuropa zeigt sie aufgrund ihrer hohen Wachstumsleistung und Trockenheitstoleranz großes forstliches Potenzial, auch unter zukünftigen Klimabedingungen. Ihre Wassernutzungseffizienz variiert stark zwischen Klonen und Umweltbedingungen, weshalb eine gezielte Sortenwahl entscheidend ist. Unter Trockenstress passt sie sich durch Blattbewegung und erhöhtes Wurzelwachstum an, während sie bei ausreichender Wasserversorgung hohe Zuwächse erzielt.

Ihr natürliches Verbreitungsgebiet befindet sich im mittleren östlichen Nordamerika (Abb. 4), wobei eine Ausdehnung des ursprünglichen natürlichen Verbreitungsgebietes durch Ureinwohner möglich erscheint. Wien ist vom Temperaturgang einzelnen Herkünften des natürlichen Verbreitungsgebietes ähnlich, die Niederschlagsmenge ist in Wien jedoch deutlich geringer (Abb. 5). Auch wenn der mittlere Monatsniederschlag deutlich höher ist, können dennoch längere Perioden ohne Niederschlag, insbesondere auf Böden mit geringer Wasserspeicherfähigkeit, auch in diesen Regionen Trockenstress hervorrufen.

Im Laufe der Zeit wurde die Robinie in neue Regionen gebracht und ist in Europa und auch global verbreitet (Abb. 6, 7). Laut Bouteiller u. a. (2019) stammen die Robinien in Europa von vier Populationen aus Nordamerika ab und weisen eine geringe genetische Vielfalt auf. Die ersten Exemplare wurden im frühen 17. Jahrhundert vermutlich aus Virginia eingeführt, während des 17. und 18. Jahrhunderts kamen weitere aus Pennsylvania und West Virginia hinzu. Diese scheinen die Mutterpflanzen der meisten heute in Europa vorkommenden Robinien zu sein.

8.1 Aktuelle und zukünftige Verbreitung in Europa

Abbildung 8 zeigt die derzeitige standörtliche Eignung für Robinien. So gut wie alle Tieflagen in Österreich sind demnach tauglich, was auch durch registrierte Beobachtungen von Robinie belegt wird (Abb. 9). Für eine waldbauliche Planung ist jedoch besonders in Zeiten des Klimawandels nicht nur eine derzeitige, sondern auch eine zukünftige Standortseignung zu berücksichtigen. In Abbildung 10 ist die erwartete Standortseignung der Robinie beim Klimawandelszenario mit sehr starker Temperaturerhöhung (RCP 8.5) für das Jahr 2095

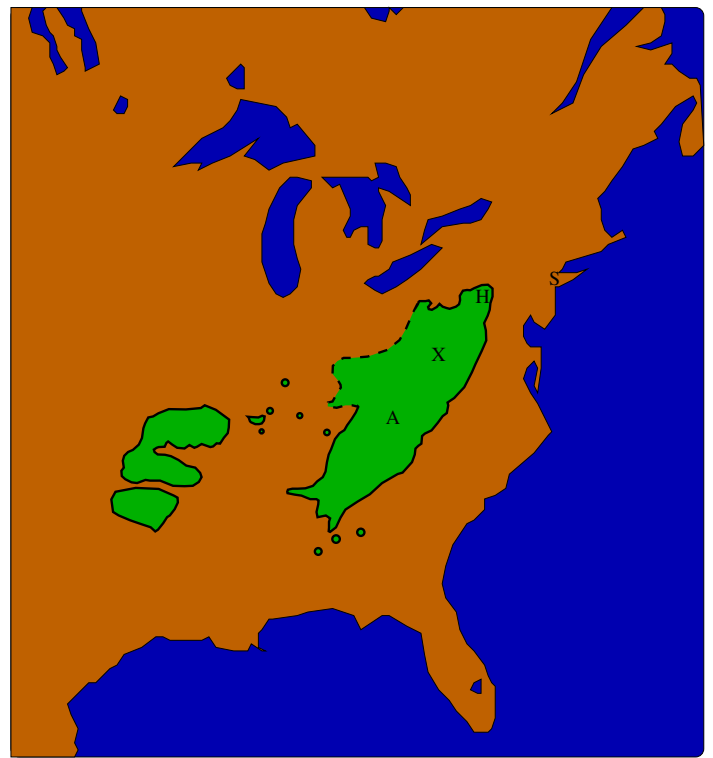


Abbildung 4: Natürliches Verbreitungsgebiet der Robinie nach McAlister (1971) und Little (1971) sowie einzelne Herkünfte.

Figure 4: Natural distribution range of Robinia according to McAlister (1971) and Little (1971), including individual provenances.

H ... Harrisburg (Beste Herkunft nach Cobbett (1825)), S ... Long Island (Erstbeschreibung Schiffsmastrobinie Raber (1936)), X ... Elkins (Beste Herkunft nach Hopp (1941b)) sowie Bartow und Thornwood – Allegheny und Algonquin, A ... Appalachia

H ... Harrisburg (best provenance according to Cobbett (1825)), S ... Long Island (first description of ship mast Robinia (Raber, 1936)), X ... Elkins (best provenance according to Hopp (1941b)) as well as Bartow and Thornwood – Allegheny and Algonquin, A ... Appalachia

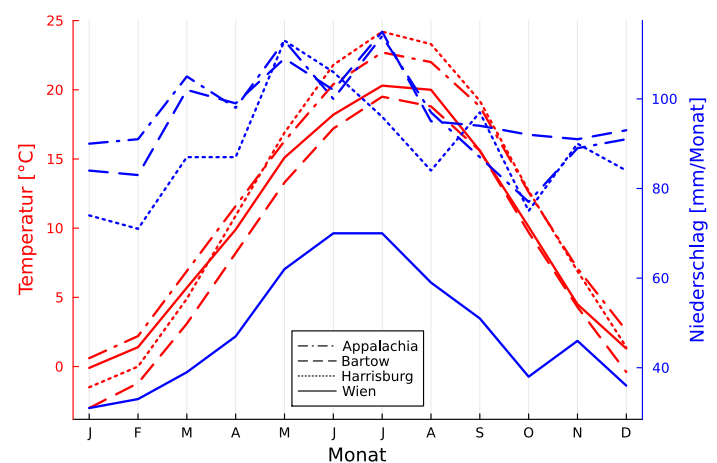


Abbildung 5: Temperatur und Niederschlag dreier Herkünfte sowie von Wien für den Zeitraum 1970–2000 abgefragt aus globalen Karten von Fick und Hijmans (2017).

Figure 5: Temperature and precipitation of three provenances as well as Vienna for the period 1970–2000 extracted from global maps by Fick and Hijmans (2017).

dargestellt. Demnach sollten die meisten derzeit in Österreich für Robinie tauglichen Standorte auch in Zukunft tauglich bleiben.

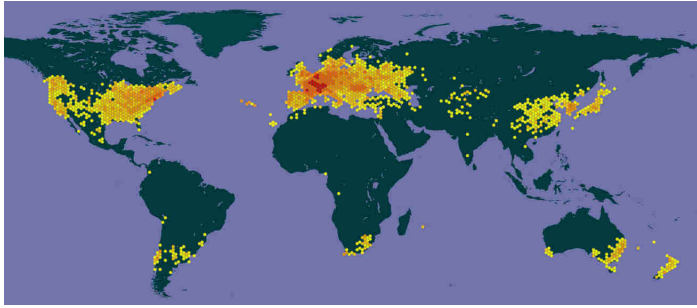


Abbildung 6: Verbreitung der 385 746 Beobachtungen von Robinie nach GBIF Secretariat (2025).

Figure 6: Distribution of 385 746 Robinia observations based on GBIF Secretariat (2025).

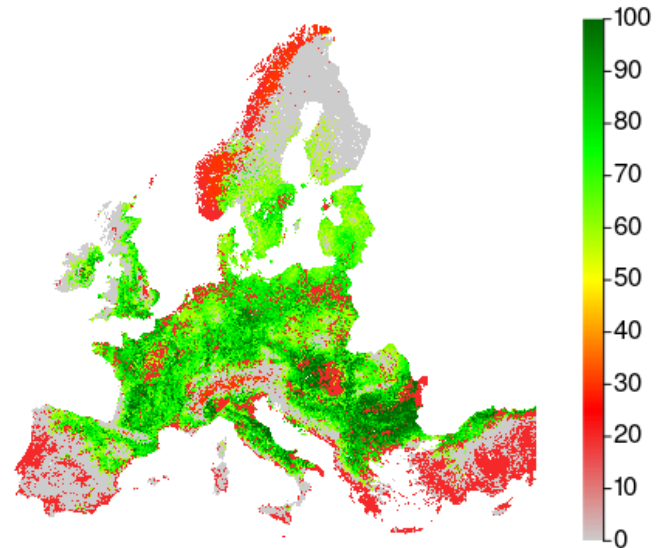


Abbildung 8: Derzeitige standörtliche Tauglichkeit für die Robinie in der Europäischen Union nach European Commission, Joint Research Centre (2016).

Figure 8: Current site suitability for Robinia in the European Union according to European Commission, Joint Research Centre (2016).

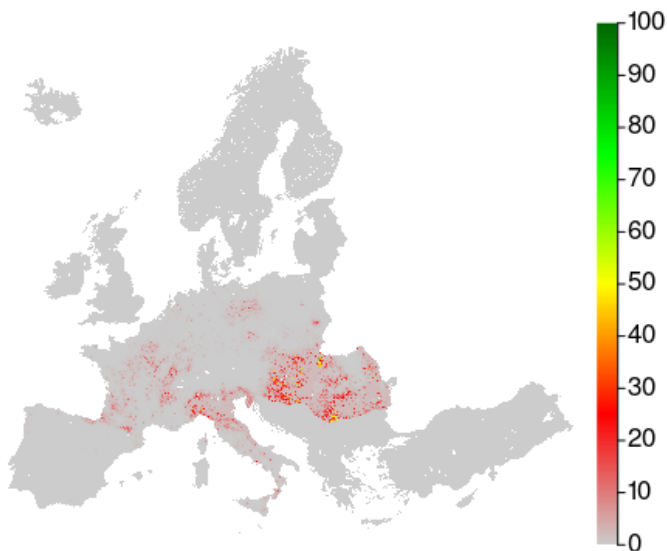


Abbildung 7: Derzeitige Verbreitung der Robinie in der Europäischen Union nach European Commission, Joint Research Centre (2016).

Figure 7: Current distribution of Robinia in the European Union according to European Commission, Joint Research Centre (2016).

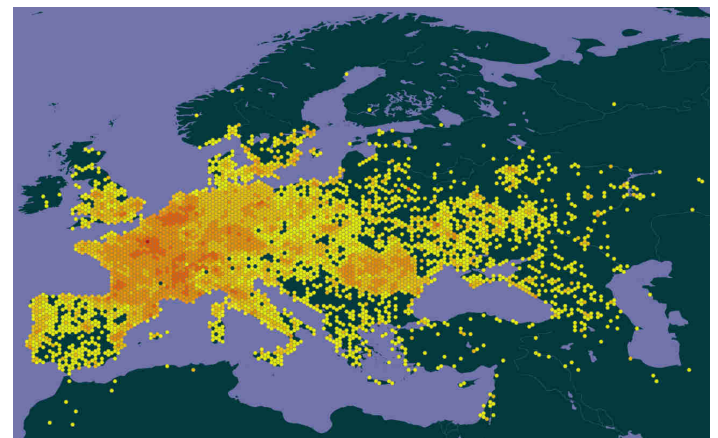


Abbildung 9: Lage der Beobachtungen von Robinie in Europa nach GBIF Secretariat (2025).

Figure 9: Location of Robinia observations in Europe according to GBIF Secretariat (2025).

Selbstverständlich sind solche Schätzungen mit Unsicherheiten verbunden. Dennoch dürfte die Gefahr, dass ein Standort seine Eignung im Laufe der Zeit verliert, bei Baumarten, die relativ kurze Umtriebszeiten erlauben, geringer sein als bei solchen mit langen, da sich in wenigen Jahren nur begrenzte Veränderungen am Standort vollziehen. Die meisten Baumarten sind laut Forstgesetz erst ab 60 Jahren hiebsreif. Die Robinie ist in der Verordnung für raschwüchsige Baumarten aufgenommen, wo die Obergrenze ihrer Hiebsunreife mit 10 Jahren festgelegt ist. Umtriebszeiten von 15–30 Jahren sind mit Robinie auf durchschnittlichen Standorten möglich und lassen sich bei Bedarf durchaus auch auf 100 Jahre ausdehnen.

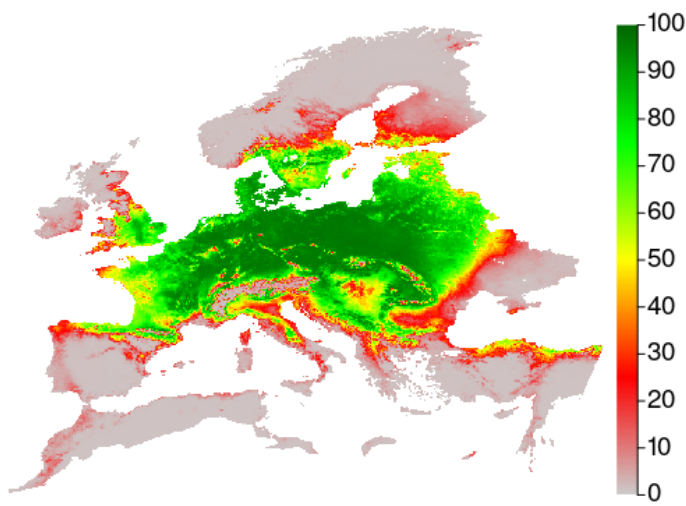


Abbildung 10: Potentielle standörtliche Tauglichkeit der Robinie im Jahr 2095 bei einer Klimaentwicklung nach RCP8.5 nach Mauri u. a. (2022).

Figure 10: Potential site suitability of Robinia in 2095 under climate scenario RCP8.5 according to Mauri et al. (2022).

8.2 Trockenheitstoleranz und Wassernutzung

Eine gefragte Eigenschaft der Robinie ist ihre relativ hohe Toleranz gegenüber Trockenheit. Robinien können sich an anhaltende Trockenheit anpassen, indem sie ihre Spaltöffnungen (Stomata) schließen und sowohl die Größe einzelner Blätter als auch die gesamte Blattfläche verringern. Sie kann auch ihre paarigen Fiederblättchen nahezu vollständig nach oben klappen und damit die der Sonne zugewandte Blattfläche reduzieren (Schildknecht, 1984). Solange jedoch kein Wasserstress besteht, reduziert sie ihre Transpiration nicht und gilt daher nicht als wassersparende Baumart.

Bei mäßigem Trockenstress steigert die Robinie das Wurzelwachstum auf Kosten des oberirdischen Zuwachses, was langfristig ihre Trockenresistenz erhöht (B. Yang u. a., 2018).

Die oberirdische Biomasseproduktion pro Liter Wasser (Water Use Efficiency, WUE) der Robinie beträgt etwa 2,31 g/L, bezogen auf das oberirdische Holz 1,63 g/L. Unter Wasserstress bleibt dieser Wert weitgehend stabil. Damit zählt sie nicht zu den besonders wassereffizienten Pflanzen, die mit sehr wenig Wasser viel Biomasse erzeugen können (Mantovani u. a., 2014a). Lindroth u. a. (1994) geben für Korbweide (*Salix viminalis*) eine WUE von 4,1–5,5 g/L an. Larcher (2001) gibt für Laubbäume der gemäßigten Zone und für Nadelbäume eine WUE von 3–5 gTS/L an.

Ombódi u. a. (2022) geben für Robinie eine WUE von 1,87 g/L bei ausreichender Wasserversorgung, aber nur 0,26 g/L bei hohem Wasserstress an. Nach Veste und Kriebitzsch (2013) wird die WUE bei Trockenstress gesteigert und ist temperaturabhängig. Weitere Angaben zur WUE sind: Raper u. a. (1992) mit 0,045 g/L, Mantovani u. a. (2014b) mit 2,57 g/L (konstant, aber mit Trockenheitsgedächtnis). Robinien, die bereits Trockenheit erlebt hatten, reagierten mit angepasstem Wachstum und einer höheren Dürretoleranz im Vergleich zu Pflanzen ohne solche Erfahrung. Nach Wang u. a. (2007) nahm die WUE mit abnehmendem Bodenwasserpotenzial zu, außer bei jungen Robinien, bei denen sie auf niedrigem Niveau annähernd konstant blieb.

Die große Spannweite der von verschiedenen Autoren

gemessenen WUE-Werte für dieselbe Baumart lässt einen Vergleich mit Werten anderer Baumarten, die ebenfalls von unterschiedlichen Autoren stammen, unsicher erscheinen. Da unterschiedliche Klone abweichende Reaktionen auf Trockenstress zeigen (Mapelli und Malvolti, 2019), wäre die Angabe, welcher Klon untersucht wurde, nützlich.

Ábri, Keserű, Borovics u. a. (2022), Ábri und Csajbók (2023) und Ábri, Borovics u. a. (2023) untersuchten für einzelne Klone die Netto-Assimilation und die Transpiration und berechneten damit die WUE (Tab. 7). Ábri (2025) stellte für PL040 im Jahr 2024 eine WUE von 3,64 g/L fest. Damit wären zumindest bestimmte Sorten sehr effizient hinsichtlich Zuwachs je verbrauchtem Wasser.

Klone mit hoher WUE sollen zumindest auf wasserlimitierten Standorten höhere Zuwachseleistungen zeigen, was tendenziell durch die beobachteten Durchmesser- und Höhenzuwächse bestätigt wird (Tab. 7).

Klon	NK2	Üllői	PL251	PL040	NK1
WUE Juni 2021	6,876	6,207	6,130	7,015	4,319
WUE Juni 2022	4,92	4,78	3,89	3,68	3,27
iH Mai–Nov 2021	2,612	1,762	2,551	2,361	1,937
iH Mai–Aug 2022	—	1,19	1,23	1,54	1,81
iD Mai–Nov 2021	4,09	3,89	4,09	4,24	4,08
iD Mai–Aug 2022	—	1,873	1,997	2,376	2,135
Überlebensrate	0,84	0,52	0,64	0,72	0,70

Tabelle 7: Wassernutzungseffizienz [g/L] (WUE), Höhenzuwachs [m] (iH) und Durchmesserzuwachs [cm] (iD) und Überlebensrate von 2020 bis 2022 verschiedener Robinienklonen, die im Frühling 2020 gepflanzt wurden (Ábri, Keserű, Borovics u. a., 2022; Ábri und Csajbók, 2023; Ábri, Borovics u. a., 2023).

Table 7: Water use efficiency [g/L] (WUE), height growth [m] (iH), diameter growth [cm] (iD), and survival rate from 2020 to 2022 of various Robinia clones planted in spring 2020 (Ábri, Keserű, Borovics, et al., 2022; Ábri and Csajbók, 2023; Ábri, Borovics, et al., 2023).

8.3 Einfluss auf Wasserhaushalt

Neben dem Wasserverbrauch spielt z. B. die Interzeption eine Rolle, also der Anteil des Regenwassers, der in der Baumkrone zurückgehalten wird und nicht den Boden erreicht.

Nach Gemeinhardt (1959) sind die mittleren Wassergehaltswerte in den durch Robinie meliorierten Standortsbereichen bis in eine Tiefe von etwa 10 cm höher als in den Vergleichsparzellen. In tieferen Bodenschichten wurden keine Unterschiede festgestellt.

Nach Kou u. a. (2016) wurde ein stillgelegter Acker mit Spontanvegetation mit einer dort durchgeführten Robinien-Neuaufforstung verglichen. Unter den Robinien war die Bodenfeuchtigkeit in den obersten 5 cm höher, in der Schicht von 5–60 cm etwa gleich und in 60–100 cm Tiefe niedriger.

Nach Yan u. a. (2009) zeigte Robinie eine frühe Reaktion auf reduzierte Blattwasserpotenziale durch eine Reduktion der stomatalen Leitfähigkeit ihrer Blätter. Ihre Wassernutzungseigenschaften und die spezifische Blattfläche deuteten jedoch darauf hin, dass sie mehr Wasser verbraucht und möglicherweise nicht so trockenheitstolerant ist wie der Rundblättrige

Flieder (*Syringa oblata*) und die Mongolische Eiche (*Quercus liaotungensis*).

Insbesondere in trockenen Regionen stehen Robinien jedoch in Konkurrenz mit anderen Pflanzen um Wasser (Halasz u. a., 2021). So kam es laut Donaubauer (1974, S. 96) beispielsweise bei Schwarzkiefer in Mischung mit Robinie vermutlich aufgrund von Wasserkonkurrenz zu stärkeren Schäden durch das Ockergelbe Mehlbecherchen (*Cenangium ferruginosum*). Auch Marter in Erteld (1952, S. 93) machte die seltene Beobachtung, dass Kiefern in der Nähe von Robinien rote Nadeln bekamen und anschließend eingingen.

8.4 Photosynthese und Lichtansprüche

Solange Wasser nicht limitierend ist, bestimmt die Effizienz der CO₂-Aufnahme maßgeblich die Zuwachsleistung. Lubimenko (1906) untersuchte bei acht Baumarten die CO₂-Aufnahmemengen pro 1 g Blattmasse bei verschiedenen Temperaturen und Einstrahlwinkeln zur Sonne (Tab. 8). Dabei hatte Robinie durchwegs etwa doppelt so hohe Werte wie die zweitbeste Baumart und arbeitete bei hohen Temperaturen sehr effizient. Diese Überlegenheit relativiert sich jedoch aufgrund der vergleichsweise geringen Blattmasse der Robinie.

Pflanze und Blattzustand	Winkel	20°C	25°C	30°C	35°C	38°C
<i>Abies nobilis</i> , jung, sehr blass	45°	2,00	2,18	1,93	1,78	
	90°	2,06	1,97	1,72	1,63	
<i>Abies nobilis</i> , jung, dunkler	45°	3,06	4,32	4,96	5,27	
	90°	3,16	4,76	4,78	4,95	
<i>Abies nobilis</i> , adulte	45°	3,52	5,45	5,53	5,71	4,88
	90°	4,51	4,88	4,30	4,03	3,80
<i>Picea excelsa</i> , jung, sehr blass	45°	3,21	3,73	3,85	5,02	2,57
	90°	3,09	3,41	3,64	5,19	2,62
<i>Picea excelsa</i> , adulte	45°	4,46	5,51	6,14	7,32	3,37
	90°	4,79	5,04	5,28	6,50	2,00
<i>Pinus sylvestris</i> , jung	45°	2,64	4,75	5,05	5,47	4,89
	90°	2,67	4,76	4,91	5,31	5,06
<i>Pinus sylvestris</i> , adulte	45°	3,53	6,00	6,84	6,84	6,46
	90°	4,26	6,66	7,45	7,50	6,83
<i>Taxus baccata</i> , jung (wie adulte)	45°	4,34	4,69	6,20	2,61	1,96
	90°	4,30	5,03	5,16	2,20	1,28
<i>Taxus baccata</i> , adulte	45°	3,23	5,37	5,61	3,22	2,70
	90°	4,29	4,89	4,88	2,35	1,92
<i>Larix europea</i> , adulte	45°	6,22	8,03	9,06	10,34	10,61
	90°	7,44	8,96	11,46	11,54	11,67
<i>Robinia pseudacacia</i> , adulte	0°	5,50	6,27	7,04	7,48	8,10
	45°	9,42	15,64	17,28	19,01	17,22
	90°	13,76	16,51	19,97	21,18	20,50
<i>Betula alba</i> , adulte	0°	4,08	4,53	5,76	6,23	6,22
	90°	8,48	11,25	8,54	7,30	5,85
<i>Tilia parvifolia</i> , adulte	0°	4,80	8,05	8,99	11,20	12,88
	45°		10,22	12,42	6,09	3,29
	90°	12,48	8,73	8,01	4,47	1,02

Tabelle 8: CO₂-Mengen (in cm³), die von 1 g Blattmasse bei verschiedenen Temperaturen und Winkeln zur Sonne innerhalb einer Stunde aufgenommen werden (Lubimenko, 1906).

Table 8: Volumes of CO₂ (in cm³) absorbed by 1 g of leaves at various temperatures and solar angles within one hour (Lubimenko, 1906).

Nach Lyr, Hoffmann und Dohse (1963) und Lyr, Hoffmann und Engel (1964) wird der Zuwachs der Robinie bei Beschattung stärker als bei Weißkiefer eingeschränkt. Bei 15 % Freilandhelligkeit reduziert die Robinie ihr Wurzelwachstum um 85 %, Schwarzerle um 79 %, Weißkiefer um 75 %, Birke um 70 %, Douglasie um 62 % und Roteiche um 6 %. Bei 15 % Freilandhelligkeit reduziert die Robinie ihr Gesamtgewicht

um 79 %, Schwarzerle um 73 %, Birke um 58 %, Weißkiefer um 55 %, Douglasie um 48 % und Roteiche konnte sogar etwas mehr zuwachsen. Ab 70 bis 55 % Freilandhelligkeit tritt eine Hemmung der symbiontischen Stickstoffbindung auf.

Auch hier gibt es Unterschiede zwischen den einzelnen Klonen. Nach Ábri, Keserű und Csajbók (2024) und Ábri, Gaganetz u. a. (2024) ist es wahrscheinlich, dass die Klone PL251 und NK2 eine bessere Schattenverträglichkeit als die Sorte Üllői aufweisen und auch intensivere Lichtverhältnisse besser ausnutzen.

Die Robinie zeigt sowohl in ihrer ursprünglichen Heimat als auch in Europa eine bemerkenswerte Anpassungsfähigkeit an unterschiedliche Umweltbedingungen. Ihre Fähigkeiten, Trockenheit zu tolerieren, rasch zu wachsen und CO₂ effizient zu verwerten, machen sie zu einer interessanten Baumart für die forstliche Nutzung, insbesondere im Hinblick auf klimatische Veränderungen. Die Unterschiede zwischen einzelnen Klonen zeigen jedoch, wie wichtig es ist, sortenspezifische Eigenschaften in waldbaulichen Planungen zu berücksichtigen.

9 Geschichte

Während der Eiszeiten starben in Europa wärmeliebende Arten aus, darunter auch Robinien. Die Selektion kältetoleranter Arten könnte das Spektrum autochthoner Optionen für eine klimaangepasste Waldbewirtschaftung verringert haben.

Die Robinie fand zu Beginn des 17. Jahrhunderts erstmals schriftliche Erwähnung und wurde vermutlich vor 1634 von John Tradescant in Europa erstmals aus Samen gezogen. Erste Hinweise auf ihr Vorkommen in Wien stammen aus dem späten 17. Jahrhundert, in Ungarn wird ihre Einführung um 1710–1720 vermutet, wobei die genauen Daten unsicher sind.

Züchtung und Leistungsprüfung verschiedener Robiniensorten werden dargestellt. Im Fokus stehen besonders wüchsige, gerade Stämme bildende und resistente Klone. Eine gezielte Züchtung begann etwa in den 1930er Jahren, ungefähr zeitgleich mit der Beschreibung der Schiffsmast-Robinie. Daraufhin wurden in Amerika über 100 Herkünfte ausgewählt und verglichen, wovon die Sorte Appalachia heute eine der bekanntesten ist. In Ungarn wird seit beinahe 100 Jahren gezielt gezüchtet, wobei kontinuierlich Züchtungen aus anderen Ländern einbezogen werden. Heute steht eine große Auswahl exzellenter Klone zur Verfügung.

9.1 Bis zur Eiszeit

Im Oligozän (33,9–23,03 mya; Million Years Ago – vor Millionen Jahren) wurden Ablagerungen von zwei Robinienarten in Europa nachgewiesen. Im Miozän (23,03–5,333 mya) wurden hingegen mehr als ein Dutzend Ablagerungen als Robinienart identifiziert. Eine davon aus dem späten Miozän ähnelt der heutigen Robinie Nordamerikas so stark, dass ihr Beschreiber geneigt war, beide als identisch anzusehen. Diese Form war auch während des Pliozäns (5,333–2,588 mya) im europäischen Raum verbreitet. Gleichzeitig war an der Mittelmeerküste Südeuropas eine zweite Robinienart verbreitet. Es gibt keinen Hinweis, dass diese Robinienarten die erste Eiszeit in Europa überlebt haben (Berry, 1918).

Während der Eiszeiten bildeten die Alpen und das Mittelmeer für viele Pflanzenarten in Europa eine Wanderbarriere. Dadurch wurden vermutlich vor allem kältetolerante Arten begünstigt, während wärmeliebende und trockenheitsresistente Arten verdrängt wurden oder ausstarben.

Das verarmte autochthone Artenspektrum könnte in Zeiten starker Klimaerwärmung den Handlungsspielraum einschränken und ein adäquates Management erschweren.

9.2 Erste schriftliche Erwähnungen

Eine der ersten, wenn nicht sogar die erste, schriftliche Erwähnung der Robinie (Locust), oder einer Baumart, die ihr ähnlich ist, stammt von Strachey, der dies zwischen 1610–1612 niederschrieb (Strachey, 1610/1612): »The bowes are of some young plant, eyther of the *locust-tree* or of weech, . . . « (Die Bögen bestehen aus einer jungen Pflanze, entweder aus dem Locust-Baum oder der weech (witch-hazel – virginischen Zaubernuss *Hamamelis virginiana*), . . .) »By the dwellings of the salvages are bay-trees, wild roses, and a kind of low tree, which bears a cod like to the peas, but nothing so big: we take yt to be *locust*.« (Bei den Behausungen der Ureinwohner stehen Lorbeerbäume, wilde Rosen und eine Art niedriger Baum, der eine Schote trägt, ähnlich den Erbsen, aber nicht so groß; für uns sehen sie wie »Johannisbrotbäume« aus.)

Sie wurde Anfang des 17. Jahrhunderts das erste Mal nach Europa gebracht und ist dort mittlerweile weit verbreitet. Jedoch ist derzeit nicht bekannt, wie und wann genau dies war. Nach derzeitigem Wissensstand wurde sie erstmals 1634 von John Tradescant dem Älteren in England unter dem Namen *Locusta virginiana arbor* angeführt (Gunther, 1922, S. 339). John Tradescant der Jüngere brachte von einer Reise nach Virginia mehrere Pflanzen mit und könnte der erste gewesen sein, der Robiniensamen nach Europa gebracht hat. Tradescant der Ältere war Mitte 1625 in Paris, wo es zu einem Austausch gekommen sein könnte (Ginter und Hautdidier, 2022).

Cornuti (1635, S. 171–173) beschreibt eine der Robinie ähnliche Pflanze und gibt ihr den Namen *Acacia Americana Robini*. In der Beschreibung steht: »Succedunt semina Lenticulae similia, quae singula singulis nucleis duris admodum, & ex omni parte echinatis clauduntur.« (Die linsenähnlichen Samen sind einzeln in einzelnen Kapseln eingeschlossen, die sehr hart und auf allen Seiten stachelig sind.) Die Robinie hat keine Samen, die einzeln in einzelnen stacheligen Kapseln sind.

Brosse (1636, S. 28) führt eine *Acatia Indica* an, die angeblich von Vespasian Robin gepflanzt wurde und heute noch in Paris wächst.

Gunther (1922, S. 370) listet Samen aus Virginia vom 18. März 1636, die anscheinend Parkinson von Herrn Morrice erhalten hat, mit folgendem Eintrag: »A yellow wood called *Locust* long flat blackish browne pods, black round flatt seede kidney like.« (Ein gelbes Holz namens Locust mit langen, flachen, schwärzlich-braunen Schoten und schwarzen, runden, flachen, nierenförmigen Samen.)

Parkinson (1640, S. 1550) beschreibt die von Cornuti (1635) beschriebene *Acacia Americana Robini* und gibt ihr den Namen *Pseudoacacia Americana Robini* um diese von der Robinie, die er *Arbor siliquosa Virginensis spinosa*, *Locus nostratibus dicta*, *Virgin Locus tree* nennt, zu unterscheiden. Er schreibt: »A very like tree hereunto hath beene sent and brought us out of *Virginia*, growing to be a very great tree, and of an exceeding height with Masters *Tradescant*, . . . « (Ein sehr ähnlicher Baum ist uns aus Virginia gesandt und gebracht worden, der zu einem sehr großen Baum mit außergewöhnlicher Höhe heranwächst, bei Meister Tradescant.), »We have not seene the tree to bear any flowers with us as yet nor fruite, but the cods that came

to us, were small, long, and somewhat flat . . . , containing small grayish flat and round seede.« (Wir haben den Baum bei uns bisher weder Blüten noch Früchte tragen sehen, aber die Schoten, die zu uns gelangten, waren klein, lang und etwas flach, . . . enthielten kleine, gräuliche, flache und runde Samen.), » . . . is called Locus by our Nation resident in Virginia.« (. . . Wird von unseren in Virginia ansässigen Landsleuten Locus genannt.).

Zur Frage, wann die erste Robinie in Wien angekommen ist, gibt es unterschiedliche Angaben. Nach Loudon (1838, S. 147) wurde 1696 die erste Robinie im heutigen Palais Pallavicini am Josefsplatz in Wien gepflanzt. Jacquin (1825, S. 15–16) erwähnt neben der Robinie am Josefsplatz eine weitere, etwa gleich alte Robinie, die von Kaiser Leopold dem Ersten in der Neuen Favorita in Wieden, der heutigen Theresianischen Akademie in der Favoritenstraße, möglicherweise im Jahr 1690, nach Abschluss des Schlosswiederaufbaus, gepflanzt wurde. Jagr (1949) berichtet von einer 300-jährigen Robinie im Gatterhölzl in Meidling, die demnach um 1649 gekeimt wäre. Anonym (1949) erwähnt vermutlich dieselbe Robinie mit der Altersangabe »etwa 300-jährige« im Park der Springervilla in Wien 12., Tivoligasse 73. Die Angabe von 300 Jahren ist demnach nur eine Schätzung, und das daraus abgeleitete Keimjahr mit Unsicherheiten behaftet. Gams (1924, S. 1395) nennt die zweite Hälfte des 17. Jahrhunderts als Ankunftszeitraum der Robinie in Österreich.

Über 100 Jahre später schreibt Feistmantel (1835, S. 339) über die Robinie: »Obschon sie bereits, allenthalben in Oesterreich verbreitet ist, so sieht man sie doch keine eigentlichen Waldbestände bilden.« F. W. Hofmann (1851) empfiehlt neben vielen anderen Baumarten auch die Robinie, bei der Anlage von Windschutzhecken zu verwenden wie dies damals bereits in Schönau in Niederösterreich und in Altenburg in Ungarn der Fall war. F. W. Hofmann (1861) beklagt 10 Jahre später, dass mit wenigen Ausnahmen, niemand seiner Empfehlung nachgekommen ist und daher das Marchfeld durch Stürme schwere Verluste erlitten hat. Auffällig ist, dass 10 Jahre später wesentlich weniger Baumarten empfohlen werden, nämlich Robinie, Götterbaum, Balsampappel, Eiche, Schwarz- und Weißkiefer mit der Bemerkung: »Im Marchfelde ist Alles werthvoll und mit Vortheil benutzbar, was da nur immer wächst«. Laut Angaben der österreichischen Waldinventur (Bundesforschungszentrum für Wald, 2025) liegt der Vorratsanteil der Robinie in der Bezirksforstinspektion Gänserndorf und Mistelbach derzeit bei ca. 12 % (Tab. 9).

Zeitraum	Robinie	Ertragswald
2000–2002	855 000 ± 247 000	6 285 000 ± 1 240 000
2018–2023	950 000 ± 328 000	7 825 000 ± 1 368 000

Tabelle 9: Vorrat [Vfm] laut österreichischer Waldinventur (Bundesforschungszentrum für Wald, 2025) in der Bezirksforstinspektion Gänserndorf und Mistelbach.

Table 9: Stock volume [m³ solid wood] according to the Austrian Forest Inventory (Bundesforschungszentrum für Wald, 2025) in the district forest inspectorates of Gänserndorf and Mistelbach.

Vadas (1911, S. 3) schließt aus alten Bäumen, dass die Robinie erstmals um 1710–1720 in Ungarn gepflanzt wurde, was Ernyey (1926, S. 179) anzweifelte. Er führt an, dass János György (Johann Georg Heinrich) Kramer 1735 die Robinie

zur Aufforstung in Ungarn erstmals empfiehlt, wozu es jedoch nicht kommt, da Prinz Eugen von Savoyen, der dies unterstützte, 1736 starb. Nach der Ungarischen Waldinventur (Waldinventur Ungarn, 2015–2019) der Periode 2015–2019 stockt die Robinie auf 421 066 ha (= 19,2 % der Waldfläche) und hat einen stehenden Vorrat von 60 987 300 m³ (= 12,5 % des Gesamtivrats aller Baumarten) und ist damit bei der Fläche führend und beim Vorrat in etwa gleichauf führend mit der Zerreiche. Bund (1899) und Gaskill (1906) schreiben, dass jedes Jahr zwischen fünf und sechs Millionen Robinien gratis zum Pflanzen verteilt wurden, was zu ihrer weiten Verbreitung in Ungarn beigetragen haben könnte.

9.3 Selektion und Züchtung

Auch wenn die genetische Bandbreite in Europa eingeschränkt sein soll, gibt es dennoch Variationen und so berichtet Michaux (1813, S. 259–260) von einer dornenlosen Robinie (*Robinia pseudoacacia spectabilis*) welche von M. Descemet aus Saint-Denis um 1803–1805 entdeckt wurde und sich besonders gut für Niederwälder eignen. Zusätzlich soll sie auch noch schneller als die anderen wachsen. Auch wurde beobachtet, dass Nachkommen aus Samen von dieser dornenlosen Pflanze wieder bedornt waren, aber Michaux (1813) vermutet, dass die Samen von diesen bedornten Nachkommen dornenlose Nachkommen hervorbringen werden. Quatrefages (1861, S. 173) beschreibt, dass diese Varietät vegetativ vermehrt wurde und mittlerweile auf der ganzen Welt zu finden sei.

9.3.1 Vermehrung

Robinie lässt sich vegetativ relativ einfach über *Wurzelschnittlinge* vermehren. Da die vegetative Vermehrung schon seit langer Zeit praktiziert wird, kann es vorkommen, dass später gemachte Selektionen, von verschiedenen Orten, genetisch ident sind (H. Liesebach und Naujoks, 2012).

Der Durchmesser von Wurzelschnittlingen sollte zwischen 1/4 und 1 Zoll (0,6–2,5 cm) stark sein und Längen von ca. 3–5 Zoll (8–13 cm) haben. Die Ausbeute von jungen Bäumen, vorzüglich jene, die in der Baumschule zum Verpflanzen ausgegraben wurden, ist deutlich besser als jene von alten (bis zu 80 % der Schnittlinge von Jungpflanzen treiben aus). Bis zu 50 % der Schnittlinge von älteren Bäumen trieben aus, wenn diese Wurzelstärken zwischen 2–4 cm hatten.

Der Wurzelschnitt und die Pflanzung sollen vor dem Austrieb im Frühling erfolgen. Wurzeln müssen vor dem Austrocknen und vor Frost geschützt werden. Waagrecht gepflanzte Wurzeln hatten eine höhere Ausbeute gegenüber lotrecht gepflanzten, was eventuell durch kopfüber Ausrichtungen bei den lotrechten bedingt sein kann. Eine lotrechte Wurzel ausrichtung führt zu besseren Jungpflanzen, erfordert aber möglicherweise eine Markierung der richtigen Ausrichtung. Andererseits verlaufen viele Wurzeln in ihrer natürlichen Lage waagrecht, insbesondere diejenigen, die im Wald Wurzelbrut bilden. Arbeitstechnisch ist es effizienter die Wurzelteile waagrecht in dem Boden zu legen und anschließend zu bedecken, als diese senkrecht zu pflanzen. Senkrecht gepflanzte Schnittlinge sollten oben höchstens 1 cm mit Erde bedeckt sein. Bei der Wurzelsaat werden 3–5 cm lange Schnittlinge waagrecht mit höchstens 4 cm Erde bedeckt.

Für die jungen beernteten Bäume sind 3–4, 5 cm lange Wurzelstummel mit Feinwurzeln ausreichend, sofern sie in der Baumschule bleiben. Bäume, die im Wald gesetzt werden, sollten ein vollentwickeltes Wurzelsystem, das weder eingekürzt noch zur Vermehrung über Wurzeln beerntet wurde, besitzen. Leichte Böden wie sandiger Lehm eignen sich für die Anzucht, wobei der Boden nicht austrocknen darf. Bis eine Höhe von 10–15 cm erreicht ist, sollte ausreichend bewässert werden. Sprossrückschnitte während des Wachstums sind schlecht. Stecklinge sowohl aus unverholzten als auch verholzten Jungtrieben bekommen nur ganz selten Wurzeln (Swingle, 1937; Rédei, Osváth-Bujtás und Balla, 2001; Rédei und Osváth-Bujtás, 2005).

Werden Robinien generativ über Samen vermehrt, lässt sich die Keimrate durch verschiedene Vorbehandlungen erhöhen. Dazu zählen das Einweichen der Samen in Wasser für ein bis zwei Tage, kurzes Erhitzen (z. B. durch Übergießen mit heißem Wasser für wenige Sekunden), sowie das Anritzen oder Anätzen der Samenschale. Auf Bergbauabraumhalden lag die Keimrate unbehandelter Samen lediglich zwischen 3 und 17 %, die Überlebensrate der daraus hervorgegangenen Keimlinge zwischen 23 und 78 % (Limstrom und Merz, 1949).

Nach Drăghici u. a. (2024) haben sowohl das Substrat als auch die Bewässerungsmethode Einfluss auf den Anwuchserfolg der Jungpflanzen. Leicht saure, nährstoffarme und lockere Böden schneiden bei mittlerer bis hoher Bewässerung am besten ab, während basische, nährstoffreiche Böden schlechtere Ergebnisse zeigten. Die Unterschiede konnten jedoch statistisch nicht abgesichert werden.

Vegetativ vermehrte Pflanzen haben eine geringe genetische Variabilität. Man versucht dem entgegenzusteuern, indem einzelne Sorten als Klongemisch angeboten werden. Auch über Samen vermehrte Pflanzen können, wenn diese von klonaren Beständen kommen, eine geringe genetische Variabilität aufweisen. Um genetisch vielfältiges Saatgut zu erhalten, müssen die beernteten Bestände heterogen sein (Pakull u. a., 2024). Ob die daraus gezogenen Bäume noch die bevorzugt gewünschten Eigenschaften besitzen ist, im Gegensatz zu den vegetativ vermehrten, jedoch unsicher.

Ungarische Bestände zeigen eine hohe genetische Variation innerhalb der Bestände und nur geringe Unterschiede zwischen ihnen, was auf die generative Vermehrung und den Saatgutverkehr im ganzen Land zurückzuführen ist. In Deutschland dagegen führt die überwiegend vegetative Ausbreitung aus wenigen lokalen Bäumen zu geringer genetischer Vielfalt innerhalb der Bestände, aber zu großen Unterschieden zwischen ihnen (H. Liesebach und Schneck, 2011).

9.3.2 Honig

Keresztesi (1983) unterteilt ausgewählte Robiniensorten in drei Klassen: (1) Schnittholz (für bessere Standorte), (2) Pfähle und Posten (für mittlere Standorte) sowie (3) Imkerei und dekorative Bepflanzung. Einige Sorten sollen sowohl forstlich als auch zur Honigproduktion geeignet sein.

Für die Honigernte sind insbesondere Frühblüher (*var. praecox*), Spätblüher (*var. galiana*) sowie Dauer- bzw. Mehrfachblüher (*var. semperflorens* Carrière) von Interesse. Das Honigpotential verschiedener Trachtpflanzen variiert stark und ist in Tabelle 10 dargestellt. Die Robinie weist mit 48–1600 kg/ha ein hohes Potential auf.

Pflanzenart	Honigertrag	Pflanzenart	Honigertrag
Apfel	20 – 42	Salweide	100 – 200
Raps	35 – 100	Winterlinde	83 – 1000
Sonnenblume	13 – 140	Löwenzahn	25 – 1000
Weißklee	16 – 200	Robinie	48 – 1600

Tabelle 10: Vergleich der Honigerträge ausgewählter Trachtpflanzen [kg/ha] nach E. Crane (1951), E. E. Crane (1951), E. Crane und Walker (1985) und E. Crane und Walker (1986).

Table 10: Comparison of honey yields from selected nectar plants [kg/ha] based on E. Crane (1951), E. E. Crane (1951), E. Crane and Walker (1985), and E. Crane and Walker (1986).

Die Robinie ist auch für blütenbestäubende Insekten bedeutsam. An Stadtbäumen konnten 20 Wildbienenarten an Robinien nachgewiesen werden. 59 % dieser Arten sammelten sowohl Nektar als auch Pollen, was sie zu einer wichtigen Ressource für Wildbienen macht (Hausmann u. a., 2016).

9.3.3 Erste Anfänge

Robinienarten wurden von Kondor (1908) beschrieben und Möglichkeiten der Züchtung erwähnt. Er geht unter anderem auf die äußere Form des Baumes sowie die Platzierung und das Wachstum der Zweige ein.

Die Züchtung der Robinie wurde in Ungarn 1930 von R. Fleischmann begonnen (Keresztesi, 1983). Fleischmann (1933) berichtet, dass die Züchtung hinsichtlich Dürre-resistenz eine reizvolle Aufgabe wäre. Dazu beerntete er lokale ungarische Robinien, bekam aber auch Saatgut von amerikanischen Provenienzen (Washington, Staatsforst; Asheville, North Carolina; Jarfield, Ohio; East Lansing, Mich.). Dabei werden nicht nur Höhen- und Durchmesserzuwachs, sondern auch Unterschiede hinsichtlich der Dornenlänge zwischen den verschiedenen Herkunftsorten beobachtet.

Nach Bloese u. a. (1992) und Mebrahtu und Hanover (1989) haben Sorten mit hohen Zuwächsen tendenziell auch größere Dornen. Durch eine kombinierte Selektion sollen jedoch sowohl eine hohe Zuwachsausleistung als auch eine geringe Dornenlänge gleichzeitig realisierbar sein.

Trockenresistenz und Durchwurzelungstiefe Nach Guse, Schneck, M. Liesebach u. a. (2011) besteht eine positive Korrelation zwischen Trockenheitstoleranz und Biomasseproduktion, sodass durch die Auswahl von gutwüchsigen Sorten gleichzeitig auch dürreresistente selektiert werden können.

Auch die Wurzelform (Flach- oder Pfahlwurzel) soll ein wichtiges Auslesemoment für die Robiniezüchtung für trockene Gebiete sein. Nach Bunger und Thomson (1938) können Robinienwurzeln bis zu 26 Fuß (7,9 m) und nach Leopold u. a. (2000, S. 424) 20–25 Fuß (6,1–7,2 m) tief reichen. Laut Lyr und Hoffmann (1967) können sie bereits in der ersten Vegetationsperiode Tiefen von 1,5–2 m erreichen, was ihnen hilft, Trockenperioden zu überstehen. Nach Blümke (1955/1956, S. 38) kann ein einjähriger Sämling eine Wurzeltiefe von 2,32 m erreichen. Nach der von Stone und Kalisz (1991) zusammengetragenen Literatur über Wurzelausdehnungen zählt die Robinie zu den Baumarten mit den am tiefsten reichenden Wurzelsystemen. Allerdings ist dies stets standortabhängig zu betrachten. So wurden beispielsweise für die Fichte, die häufig

als Flachwurzler charakterisiert wird, auf geeigneten Böden Durchwurzelungstiefen ihrer Senkwurzeln von bis zu 6 m gemessen. Für die Douglasie werden Tiefen von 10 m, für die Stieleiche 9 m und für die Sibirische Ulme 8,2 m angegeben.

9.3.4 Schiffsmast-Robinie

Mit Bezug auf die Schiffsmast-Robinie (Raber, 1936) wird erwähnt, dass auch im ungarischen Züchtungsplan die Holzqualität sowie Resistenzzüchtungen gegen Schädlinge aufgenommen sind. Mihályi (1937) berichtet, dass er erstmals auf dem IX. IUFRO-Weltkongress 1936 in Budapest von robusten, geradwüchsigen Robinien aus Amerika hörte. Für Ungarn wurde daraufhin Saatgut von einem zertifizierten Robinienbestand in Amerika angefordert, und er erhielt ein Paket mit Wurzelschnittlingen der Schiffsmast-Robinie.

Auch wenn die ersten Publikationen, die ich gefunden habe, die ausdrücklich das Ziel angeben, geradschaftige Robinien zu züchten, aus den 1930er-Jahren stammen, zeigen beispielsweise einige Abbildungen in Vadas (1911) bereits geradschaftige Robinien, die vermutlich schon um 1850 gepflanzt wurden. Auch Gaskill, 1906 schreibt das einzelne Bäume durchaus gerade wachsen.

Wangenheim (1781, S. 67), der ab 1777 in Nordamerika war, schreibt über die Robinie: »Dieser Baum erwächst ziemlich geschwind, *sehr lang und gerade*, und erhält auch eine ansehnliche Dicke. . . . Es wird daher lediglich zu Nuzholze verwandt.« Wangenheim (1781, S. 22–23) berichtet aber auch: »Diese bekam die Saamen durch gewisse Personen in America übermacht, die nicht die geringste Kenntniß von der Wahl und Zeitigung derselben hatten, und dieses Gewerbe blos des Gewinstes halber trieben. . . . Teutschland ist bis jezt mehrentheils mit solchen ausgearteten, in den englischen Schulen Gärtnermässig erzeugten Stämmen verlegt worden.«

Michaux (1813, S. 249) unterscheidet zwischen Robinie deren Kern rot (beste Qualität), grün (mittelmäßig) oder weiß (schlechteste Qualität) ist und vermutete, dass die unterschiedlichen Färbungen auf die verschiedenen Böden zurückzuführen sind, auf denen die Bäume wuchsen. Er beschreibt auch, dass auf Long Island die Wälder im Unabhängigkeitskrieg größtenteils zerstört und danach Robinien gepflanzt wurden.

Cobbett (1825) beschreibt ebenfalls verschiedene Robinien (Yellow, Sweet, Water), welche unterschiedliche Holzqualitäten liefern und daher sei auf die Varietät der Sorte achtzugeben. Nach ihm kommen die besten Sorten aus der Nähe von Harrisburg in Pennsylvania, woher er auch sein Saatgut bezieht. Cobbett war von 1817 bis 1819 auf Long Island und berichtet von sehr haltbarem Robinienholz und brachte 1819 Robinien samen nach England und soll davon mehr als eine Million Robinien verkauft haben.

Hicks (1883) berichtet von schwarzen, gelben und weißen Robinien auf Long Island, wobei nur die gelbe von hohem Wert ist. Die gelbe soll eine grobe Borke bilden, schwerer durch Samen vermehrbar sein und Höhen von 90 Fuß (27 m) erreichen. Diese Robinie soll in *Österreich und Ungarn* für Wiederaufforstungen verwendet worden sein.

Hopp (1941b) teilt die Robinie in die Primärklassen *determinativ* und *diffusive* ein, wobei sich zweitens erst bei Solitären zeigt. Determinativ wird unterteilt nach der Höhe des Angriffspunktes des Windes (form-point) in *pinnate*, *spreading* und *palmate*.

determinativ: deutlich ausgeprägter Stamm, wobei Verzweigungen und Krümmungen entweder fehlen oder einen festen Charakter aufweisen

pinnate: gefiedert, determinativ, tiefer form-point – A-förmige Krone

spreading: ausgebreitet, determinativ, hoher form-point – schirmförmige Krone

palmate: handförmig, diffusive

diffusive: viele kleine Zweige, jedoch keinen leicht erkennbaren Stamm

Die besten *Herkünfte* stammen aus der pinnate Klasse, welche im natürlichen Verbreitungsgebiet nur in Elkins, West Virginia in Hochlagen gefunden wurden. Spreading bildet fast nur krumme Schäfte. Im Dichtstand ist die Stammform von Palmate auch recht gut wohingegen Pinnate den Dichtstand weniger gut verträgt.

Cope (1929) unterscheidet zwischen schwarzen, gelben und weißen Robinien und vermutet, dass diese Unterschiede nicht standortbedingt sind, sondern auf Varietäten zurückgehen, da diese Typen auf Long Island nebeneinander vorkommen. Das Holz der schwarzen Varietät gilt als dauerhafter, und der Baum soll sehr gerade wachsen. Diese Varietät kommt jedoch nicht nur auf Long Island vor.

Nach Detwiler (1937) macht Charles F. Swingle 1934 den Vorschlag die gelbe Robinie wegen ihres langen, geraden Stammes als *Schiffsmast-Robinie* (*Shipmast Locust*) zu bezeichnen. Dieser Name wurde von Raber (1936) erstmals publiziert, ohne zu erwähnen, dass die Idee dieses Namens nicht von ihm stammt. Er vergibt der Varietät den Namen *Robinia pseudoacacia* var. *rectissima*. Diese soll auch im Freiland gerade wachsen und Höhen bis 100 Fuß (30 m) erreichen. Diese soll man in New Jersey, New York, Long Island und Massachusetts finden. Ihr Holz soll dauerhafter, die Krone schmaler, die Rinde gröber, der Zuwachs größer und die Resistenz gegen Insekten besser sein. Sie bildet wenig Blüten, der Pollen keimt wenig und der Baum hat wenig bis keine Samen, sodass sie überwiegend vegetativ vermehrt wird.

Nach United States Forest Service (1948, S. 321) ist sie in den Zentralstaaten der dort heimischen Robinie deutlich unterlegen, anfälliger für den Robinienbock und bildet dort jedoch viele Samen.

Minckler (1948) berichtet von einer Aufforstung in Illinois im Jahr 1935 bei der Samen des besten lokalen natürlichen Bestandes und Wurzelschnittlinge der Schiffsmast-Robinie aus Long Island verwendet wurden. Ein Vergleich der beiden im Jahr 1948 zeigte keine wesentlichen Unterschiede in Form oder Wachstum.

Nach Hopp (1941a) hat die Schiffsmast-Robinie kleinere Dornen und breitere Blätter. Auf geringwüchsigen Standorten ist der Zuwachs der gewöhnlichen Robinie besser als der der Schiffsmast-Robinie, bei welcher der Wipfel abstirbt und sich der Höhenzuwachs einstellt.

Nach Hopp und Grober (1947) liegt die gewöhnliche Robinie bis zum Alter 50 beim Zuwachs vor der Schiffsmast-Robinie. Danach nimmt der Zuwachs der gewöhnlichen Robinie ab, während die Schiffsmast-Robinie hohe Zuwachsraten beibehält.

Resistenz gegenüber Holzschädlingen und Pilzen Hirt (1938) und Toole (1938) verglichen die Resistenz von normalen mit der Schiffsmast-Robinie gegenüber holzzerstörenden Pilzen, wobei die Schiffsmast-Robinie bei zwei von vier untersuchten Pilzen resistenter war.

Scheffer und Hopp (1949) verglichen die Robinienvarianten Flowerfield (eine bisher nicht beschriebene Klonsorte), Shipmast sowie gewöhnliche, samenvermehrte Robinien hinsichtlich ihrer Resistenz gegenüber holzzerstörenden Pilzen. Flowerfield erwies sich als am widerstandsfähigsten, gefolgt von Shipmast. Die gewöhnliche Robinie war deutlich anfälliger. Die Resistenz variierte zudem innerhalb einzelner Bäume je nach Lage des Holzes. Das äußere Kernholz am Stammfuß zeigte die höchste Widerstandsfähigkeit, das innere die geringste.

Nach Dünisch u. a. (2009) haben die ersten 10–20 Jahrringe, die der Markröhre anliegen, eine deutlich geringere Resistenz gegenüber Pilzen als das übrige Kernholz.

Das in der Jugend des Baumes angelegte Kernholz verlor innerhalb von 16 Wochen durchschnittlich 17,0 % an Holzmasse, während das im höheren Alter gebildete Kernholz nur um 1,7 % abnahm. Dabei streut die Abbaurate im marknahen Holz stark und dürfte von den Standortverhältnissen sowie dem Genotyp des Baumes beeinflusst werden (Brischke u. a., 2024).

Szczepkowski u. a. (2025) stellten ebenfalls fest, dass die Widerstandsfähigkeit von Robinienholz mit zunehmendem Alter deutlich zunimmt.

Auch die Holzfestigkeit ist im innersten Kern der ersten 7–11 Jahre reduziert, während sich die Holzdichte kaum unterscheidet (Adamopoulos u. a., 2007; Bijak und Lachowicz, 2021).

Nach Stringer und Olson (1987) nahm die Rohdichte von 0,57 g/cm³ in der Nähe des Marks auf 0,68 g/cm³ in der Nähe des Kambiums zu. Auch die Faserlänge nahm radial von 0,75 mm (Mark) auf 1,06 mm (Kambium) zu.

Resistenz gegenüber Insekten Hall (1937) und Cummings (1947) beschreiben, dass ein großer Anteil der in den Vereinigten Staaten gepflanzten Bäume aus in Europa beerntetem Saatgut produziert wurde. Bei Saatgut aus Amerika wurden auch die kleinen, minderwertigen und oft vom Robinienbock befallenen Bäume beerntet. 1935 wurde die Resistenz der Schiffsmast-Robinie im Vergleich zur gewöhnlichen untersucht, mit dem Ergebnis, dass die Schiffsmast-Robinie weniger anfällig gegenüber dem Robinienbockkäfer ist und die Anfälligkeit mit zunehmender Bonität abnimmt.

Wollerman (1968) beobachtete, dass im ersten Jahr resistente Klone im nächsten Jahr befallen wurden. Von den zehn verglichenen Klonen, darunter offenbar auch Appalachia, Allegheny und Algonquin, wies Klon 4193 (dürfte BN-4193 = HC-4148 sein, welcher wie Allegheny aus Barton kommt (Santamour, 1960; U.S. Department of Agriculture Soil Conservation Service National Plant Materials Center u. a., 1987)) auf der stark befallenen Fläche mit durchschnittlich 10 Robinienbockkäfern pro Baum den geringsten Befall auf. Der nächstbeste Klon (Nr. 8450) hatte 22 Käfer pro Baum, während Appalachia mit 38 Käfern am stärksten betroffen war.

Auch Genys und Harman (1990), Bridgen (1988) und Me-

brahtu und Hanover (1989) zeigten, dass sich Herkünfte hinsichtlich Zuwachsleistung und Schädlingsresistenz unterscheiden. Für belastbare Aussagen sind langfristige und standortsübergreifende Beobachtungen nötig.

Herkunft Einigkeit herrscht darüber, dass die von Long Island beschriebenen Schiffsmastrobinien gepflanzt und vorher offensichtlich irgendwo zur Vermehrung selektioniert wurden. Manche vermuten, dass sie aus Virginia stammen (Hicks (1883) vor über 100 Jahren, Raber (1936) um 1700, Detwiler (1937) 1683), andere schreiben, dass es unklar ist, woher sie stammt (Raber (1938)).

Detwiler (1937) beschreibt, dass nach wie vor noch bessere Robinien selektiert werden und dass 1934 eine staatliche Baumschule in North Carolina die Vermehrung von Schiffsmast-Robinien betrieben hat.

Cope (1938) beschreibt, dass man die Schiffsmast-Robinie im gesamten Hudson-Tal findet, ihre Wipfel jedoch in einem kalten Winter abgefroren sind, mit Ausnahme offenbar frostharter Varianten in Saratoga und Washington, die nach seiner Ansicht für die Vermehrung besser geeignet sind.

9.3.5 Selektion in Nordamerika

Nach Santamour (1970) und U.S. Department of Agriculture Soil Conservation Service National Plant Materials Center u. a. (1987) wurden von 1938 bis 1943 über 100 Robinienklone gesammelt, die hohes Wachstum und eine gute Stammform hatten und wenig vom Robinienbock befallen wurden. Die meisten der untersuchten Bestände lagen außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebiets der Robinie und hatten sich aus alten Pflanzungen entwickelt (Hopp, 1941b).

Die gesammelten Klone wurden von 1943 bis 1950 in Beltsville, Maryland getestet. Von diesen wurden fünf ausgewählt, unter denen auch die *Schiffsmast-Robinie* aus Long Island war, welche aber sowohl bei Zuwachs, Resistenz, Astreinigung als auch Geradschaftigkeit schlechter als die anderen war (Santamour, 1960).

1950 wurden 15 weitere Klone aus einheimischen Beständen hinzugefügt. Zwischen 1948 und 1965 wurden 46 Testpflanzungen der ausgewählten Klone angelegt. Viele der Pflanzungen enthielten weniger als zehn Klone, und nur in Cape May waren alle 20 Klone vertreten. Fünfzehn davon wurden 1985 von Ruffner lokalisiert und gemessen (Bongarten, 1992). Dabei wurden die 3 Klone *Appalachia*, *Allegheny* und *Algonquin* ausgewählt, welche aus der Gruppe der 5 bereits 1950 ausgewählten Klone stammen.

Auch in Bridgen (1988) finden sich diese drei Klone, wobei auf einer Versuchsfläche Algonquin mit einer Höhe von 157 cm nach 2 Jahren, gefolgt von Appalachia mit 138 cm die beiden Herkünfte mit den größten Höhenzuwächsen von 26 untersuchten waren. Dabei wurden diese 3 Klone vegetativ vermehrt, während die restlichen Herkünfte generativ über Samen vermehrt wurden. Bei dieser Untersuchung hatte die Herkunft aus Caryville Campbell (NR. 716, 36°18'N 84°13'W), welche auf anderen Probeflächen als die drei Klonen gepflanzt wurden, ebenfalls deutlich höhere Höhenzuwächse gegenüber den anderen 55 Herkünften.

Bongarten u. a. (1992) vergleicht 24 Herkünfte auf einer Probefläche in Georgia (33,3°N; 83,5°W; Seehöhe 130m) wobei

dort Familie Nr. 716 ebenfalls zu den stärkerwüchsigen zählt. Jedoch wird sie dort nach zwei Jahren von 5, nach 3 Jahren von 9 Familien hinsichtlich Biomassenzuwachs übertroffen. Nr. 716 produzierte nach 3 Jahren 10,5 t Biomasse/ha wohingegen die beste Familie (Nr. 704) 15,0 tBM/ha produzierte. Nr. 704 war schon im ersten Jahr den anderen Familien überlegen. Dort wurden die Pflanzen auch nach Größe sortiert, wobei in einem Jahr die größeren, im Folgejahr die kleineren Pflanzen größere Zuwächse hatten. Die größte Zuwachssteigerung ist durch Selektion einzelner Bäume mit anschließender vegetativer Vermehrung zu erwarten.

Nach Cummings (1947) zeigen aber auch Pflanzen aus dem Saatgut schnellwüchsiger Robinien ebenfalls ein besseres Wachstum als solche von schlechtwüchsigen Mutterbäumen, wobei die beernteten Bäume jünger als 25 Jahre sein sollten.

Appalachia: (HC-4138; BN-4191; NA-4913; 9030613) wurde zwischen Blackwood und Appalachia in Virginia (ca. 36,91N; 82,70W) entdeckt und 1956 benannt, hat ausgezeichnetes Wachstum und Form, ein Klon, Stamm gerade, zylindrisch, Äste dünn, gut verzweigt, gute Astreinigung, stärker verbissen, 85 % Schnittholz, (U.S. Department of Agriculture Soil Conservation Service National Plant Materials Center u. a., 1987; Zsombor, 1980; Kapusi, 1995).

Allegheny: (HC-4146; BN-4192; NA-4914; 9030614) kommt aus der Nähe von Bartow in West Virginia (ca. 38,54N; 79,78W), wurde 1987 benannt, hat ausgezeichnete Vitalität, gerade, unverzweigte Stämme und einen überdurchschnittlichen Durchmesser sowohl in der Jugend als auch im Alter (U.S. Department of Agriculture Soil Conservation Service National Plant Materials Center u. a., 1987).

Algonquin: (HC-4149; BN-4194; NA-4916; 9030615) kommt aus der Nähe von Thornwood in West Virginia (ca. 38,56N; 79,74W) und wurde ebenfalls 1987 benannt, hat die beste Wuchsleistung und überdurchschnittliche Resistenz gegen den Robinienbock (U.S. Department of Agriculture Soil Conservation Service National Plant Materials Center u. a., 1987).

Die Fundorte von Allegheny und Algonquin dürften ca. 2 km voneinander entfernt liegen und diese liegen ca. 50 km entfernt von Elkins, wo nach Hopp (1941b) die beste Herkunft im natürlichen Verbreitungsgebiet zu finden ist.

Damit eine gewisse genetische Heterogenität besteht, sollen alle drei Klone gemeinsam gepflanzt werden, wobei für Algonquin ein Anteil von 50–80 %, aufgrund ihrer hohen Wuchsleistung, empfohlen wird. Diese Klonmischung wurde *Steiner Group*, nach dem Züchter Wilmer W. Steiner, genannt.

Die von H. Liesebach und Naujoks (2012) untersuchten Proben der Klone Allegheny und Algonquin waren identisch und stimmten auch mit einer früheren Lieferung von Appalachia überein, wohingegen sich eine neue Lieferung von Appalachia von den anderen genetisch unterschied. Diese Übereinstimmung kann jedoch auch daher kommen, da die Mikrosatellitenmarker nur sehr kleine Ausschnitte des Kerngenoms erfassen.

In M. Liesebach und Jablonski (2021) wird zwischen Appalachia-4138 und Appalachia-4191 unterschieden. Nach

U.S. Department of Agriculture Soil Conservation Service National Plant Materials Center u. a. (1987) gibt es eine ursprüngliche SCS–Soil Conservation Service Hillculture (HC) und eine spätere Beltsville (BN) Nummerierung und für Appalachia gibt es demnach HC-4138 bzw. HC-41-38 und BN-4191 welche den identen Klon bezeichnen. Zusätzlich gibt es noch eine NRCS (Natural Resources Conservation Service) Nummer die für Appalachia 9030613 ist, eine NA Nummer, welche für National Arboretum stehen dürfte mit NA-4913 und auch eine vom Morris Arboretum mit 50-308. Bei manchen Nummern lassen die ersten beiden Ziffern vermutlich auf das Jahr schließen.

9.3.6 Moderne Züchtung in Ungarn

Geradewüchsige Robinien sind schon lange bekannt und es gab einen Austausch von ausgewähltem Vermehrungsgut (Samen und Wurzelschnittlinge). Nach (Keresztesi, 1983) gingen die Experimente von R. Fleischmann im Zweiten Weltkrieg verloren, dennoch zeigt er auf S. 224 eine Abbildung von 44 jährigen rectissima Robinien im Gödöllő Arboretum, welche wohl aus den Wurzelschnittlingen, die Mihályi (1937) aus Amerika erhalten hat, stammen und laufende Aufmessungen von Bujtás (1984) publiziert wurden.

Die Züchtung wurde 1951 in Budapest von F. Tuskò und B. Keresztesi wieder begonnen und 1955 von F. Kopecky verstärkt. Ziel war es einerseits, schnellwachsende, geradwüchsige und frostresistente Bäume auszuwählen, andererseits solche mit verlängerter Blütezeit und erhöhtem Nektarertrag (Kopecky, 1965; Rédei, Osváth-Bujtás und Keserű, 2007; Csiha u. a., 2016).

1958 entdeckte Antal Kisrómai an mehreren Orten des Landes Akazienvorkommen, deren Stamm- und Kronenform der Amerikanischen Mastakazie sehr ähnlich waren. Auf Anraten von Keresztesi und der Versuchstation vermehrte er aus diesem Material eine beträchtliche Menge Pflanzgut durch Wurzelschnittlinge und Veredelung. Keresztesi beobachtete, dass die von Kisrómai entdeckte, geradstämmige Akazienform in zahlreichen Akazienbeständen des Landes vorkam, und begann daraufhin, deren Selektion und Vermehrung systematisch auszuweiten (Kopecky, 1965).

Um die Zuchtziele zu erreichen, wurden Bäume mit guter Stammform mit solchen mit gutem Wachstum gekreuzt. Zur Reduzierung der Dornenlänge wurde die Varietät »inermis« eingekreuzt (Kopecky, 1965).

Eine Klonbank wurde eingerichtet, um Klonuntersuchungen und Kreuzungsexperimente durchzuführen. Zusätzlich wurde in allen Robinienwäldern Ungarns nach geradewüchsigen Robinien gesucht und Ableger in Gödöllő getestet und anschließend die besten vegetativ vermehrt. 1964 wurden 134 dieser geradewüchsigen Varietäten gepflanzt und verglichen. Derzeit gibt es in Gödöllő auf 50 Hektar 210 Klone und Sorten (Rédei und Osváth-Bujtás, 2005; Csiha u. a., 2016).

Keresztesi (1974) zeigt eine Auswertung von 7 Sorten hinsichtlich Zuwachsleistung, wo insbesondere Nyírségi, Röjtök-muzsaji und Üllői hervorstechen. Zusätzlich werden in einer Grafik 32 Robiniensorten hinsichtlich 4 Qualitätsstufen (sehr gut, gutes Schnittholz, Rebpfähle, Brennholz) beschrieben. Am besten schnitten die Sorten in Tab. 11 ab. Es wurden aber auch weiter interessante Herkunftse verglichen, von denen ein paar in Tab. 12 wiedergegeben sind. Dabei sind Appalachia

HC-4146 (=Allegheny), HC-4148 und HC-4149 (=Algonquin) amerikanische und Péntesdombi eine rumänische Sorte.

Herkunft	Anteil	Herkunft	Anteil
Jászkiéri	92,0	Zalai	83,5
Péntesdombi	90,0	Nyírségi	82,5
Appalachia	86,0	HC-4146	82,0

Tabelle 11: Ausgewählte Robinienherkünfte mit sehr hohem Schnittholzanteil [%].

Table 11: Selected Robinia provenances with a very high percentage of sawn timber [%].

Herkunft	Anteil	Herkunft	Anteil
Üllői	57,0	HC-4149	46,5
Rectissima	50,0	HC-4148	42,5

Tabelle 12: Weitere Robinienherkünfte mit geringerem Schnittholzanteil [%].

Table 12: Additional Robinia provenances with a lower percentage of sawn timber [%].

Eine Zusammenfassung davon ist auch in Keresztesi (1983) zu finden. Sie zeigt, dass Selektionen aus Amerika oder Rumänien nahezu zeitgleich in Ungarn angekommen und dort geprüft wurden.

Blümke (1955/1956) berichtet, dass der Klon HG-4138 aus Blackwood (vermutlich ein Schreibfehler und eigentlich HC-4138, also *Appalachia*) in Holland für den Handel freigegeben wurde. Dies belegt, dass diese Selektion auch in anderen Ländern Verbreitung fand.

Folgende Sorten waren Anfang der 1980er Jahre in Ungarn registriert.

Zalai: 1973 in Ungarn registriert (Keresztesi, 1983)

Nyírségi: 1973 in Ungarn registriert, 6-Klone, kräftige Krone, Dichtstand da sie sonst zur Verzweigung neigt, bei Weitverband Astung, Dornenlänge 13 mm, geringe Samenproduktion (Keresztesi, 1983; Kapusi, 1995; Ábri, 2024)

Rozsaszin AC: 1973 in Ungarn registriert, 6-Klone, Rosa Blüte, Honig (Keresztesi, 1983; Kapusi, 1995)

Jászkiéri: 1979 in Ungarn registriert, 1-Klon, starkwüchsig, große Krone, dicke Äste, Dornenlänge 19 mm, neigt zur Verzweigung => Dichtstand, geringer Ligningehalt (Keresztesi, 1983; Zsombor, 1980; Kapusi, 1995; Ábri, 2024)

Kiskunsági: 1979 in Ungarn registriert, gerader zylindrischer Stamm, dünne Äste, große Dornen, 41 % Schnittholz (Keresztesi, 1983; Zsombor, 1980)

Péntesdombi: 1979 in Ungarn registriert, aus Rumänien, sehr schnellwüchsig, 66 % Schnittholz, wenige, kleine Dornen, Zsombor (1980)

Csázátötélési: 1979 in Ungarn registriert, gerader Stamm, dünnastig, große Dornen, früher Austrieb, 37 % Schnittholz (Zsombor, 1980)

Appalachia: 1979 in Ungarn registriert, aus Amerika

Üllői: 1982 in Ungarn registriert, aus Üllő, Forstabteilung 10D von J. Fila, 3-Klone, gerader Stamm, 44 % mehr Holzmasse der besten Qualität, Dornenlänge 10 mm, geringe Samenproduktion, (Bach, 1983; Kapusi, 1995; Rédei, Keserű, Bach u. a., 2020; Ábri, 2024)

Debreceni-2: 1979 in Ungarn Kandidat (Keresztesi, 1983)

Für die Schnittholzproduktion sollen sich Nyírségi, Kiskunsági, Jászkiséri, Péntesdombi, Rőjtökmuzsaji, Góri und Appalachia gut eignen, wobei Kiskunsági auch viel Honig produziert. Neben Wuchsform und Wuchsleistung wurde auch nach Resistenzen (Spätfrost, Virus, Insekten) selektiert. Auch die neuen Klone werden auf Insekten- und Pilzanfälligkeit geprüft (Ábri, Keserű und Koltay, 2024).

In den 1980er Jahren wählte Imre Kapusi ca. 50 000 einjährige besonders große Sämlinge aus, von welchen im Alter 8–12 Jahre die besten 125 selektiert wurden. Aus diesen 125 Stammexemplaren wurden 8 ausgewählt, deren generativ vermehrte Nachkommen in den Nachkommenschaftsprüfungen die höchste Holzproduktion aufwiesen und bilden eine Samenplantage aus der *Turbo* Sämlinge gewonnen werden. In einem weiteren Schritt wurden aus den Sämlingen der 125 Stammexemplare nach weiteren 17 Jahren 70 Plusbäume ausgewählt (OBE01–OBE70?) welche die Basis der Sorte *Turbo Obelisk* bilden, von denen OBE26, OBE34, OBE53, OBE54 und OBE69 registriert sind (Szabó, 2014; Németh u. a., 2022).

Vergleiche zwischen einigen der ursprünglich 125 selektierten Klone (Gruppe A) und deren Nachkommenschaft (Gruppe B) wurden von Barna und Szulcsán (2009) durchgeführt. Klone der Gruppe A belegten dabei die drei ersten Plätze im Höhenwachstum. Hinsichtlich des Durchmesserzuwachses zeigte ein Klon aus Gruppe B das beste Ergebnis, gefolgt von zwei Klonen aus Gruppe A.

Turbo: Sämling, Schnellwüchsig (Németh u. a., 2022)

Turbo Obelisk: 3-Klone (OBE26, 34, 53), 5-Klone (OBE26, 34, 53, 54, 69), Schnellwüchsig, geradschaftig (Németh u. a., 2022)

Nach Rédei, Osváth-Bujtás und Veperdi (2008) kann nur auf Standorten mit ausreichender Feuchtigkeit und gut durchlüfteten, möglichst leichten, nährstoff- und humusreichen Böden gute Qualität erzeugt werden. Um das Standortspektrum zu erweitern wurde in den 1990er Jahren unter der Leitung von Károly Rédei hinsichtlich Dürresistenz selektiert mit den Sorten:

Vacsi: PV 201E 2/1, aus Pusztavacs, gerader Stamm, mittlere Wuchskraft, feinastig, kleine Dornen

Szálas: Dürresistenz

Oszlopos: PV 233A/1, aus Pusztavacs, gerader Stamm, mittlere Wuchskraft, Dornenlänge 1–3 mm

Homoki: MB 17D 3/4, aus Mikebuda, leicht gebogener Stamm, starkwüchsig, Dornenlänge 5–8 mm

Bácska: KH 56A 2/5, aus Kéleshalom, neigt zu Zwieselbildung, starkwüchsig, Dornenlänge 6–12 mm

wovon besonders Vacsi, Homoki, Bácska und PV201E2/4 hinsichtlich Qualität und Wuchsleistung vielversprechend sind (Rédei, Keserű, Csiha u. a., 2018; Keserű u. a., 2021; Ábri, Cseke u. a., 2023; Ábri, 2024).

In den späten 2010er Jahren wurde weiter in Richtung Dürresistenz gekoppelt mit schnellem Jugendwachstum und hoher Stammqualität selektioniert mit den Sorten (Ábri, Cseke u. a., 2023; Ábri, 2024):

PL251 – Püspökladányi: gerader zylindrischer Stamm, gutwüchsig, kurze Dornen

PL040 – Farkasszigeti: gerader zylindrischer Stamm, feinastig, mittlere Wuchskraft, große Dornen

NK1 – Laposi: annähernd gerader Stamm, mittleres Höhen- und starkes Dickenwachstum, kleine Dornen

NK2 – Napkori: gerader zylindrischer Stamm, starkwüchsig, feinastig, kleine Dornen

Diese Sorten waren hinsichtlich Durchmesser- und Höhenzuwachs Üllői in der Jugend überlegen.

9.3.7 Selektion in weiteren Ländern

Schröck (1953) führt die geringe Wertschätzung der Robinie auf ihre Krummwüchsigkeit zurück, welche sich aber durch Züchtung beheben lässt. Im Lehr- und Versuchsrevier Sauen, Schlepke sowie im Bauernwald Hasenholz fanden sich Klone mit völlig geraden Schäften.

Erteld (1952) erwähnt neben dem Revier Sauen auch die Revierförsterei Spitzberg mit geradschaftigen Robinien. In Sauen soll Geheimrat Bier bzw. sein Sohn Prof. August Bier von besonders guten Mutterbäumen Einzelstammabsaaten angelegt haben.

Neben Klonen aus dem Revier Buckow werden in Naujoks u. a. (2005) auch Klone aus dem von Schröck (1953) schon erwähnten Revier Sauen aufgezählt.

Naujoks u. a. (2005), M. Hofmann u. a. (2020), Lange, Knoche, Schneck u. a. (2021) und Lange, Knoche, Hanschke u. a. (2022) berichten von einem Anbauversuch, bei dem auf 4 Versuchsflächen 12 vorausgelesene Robinienklone, drei Bestandesabsaaten und zwei Plantagenabsaaten im Winterhalbjahr 2013/2014 gepflanzt wurden. Dabei war von manchen bekannt, dass sie aus Ungarn stammen, nicht jedoch deren Sorte, welche durch gentechnische Untersuchungen zum Teil wieder zugeordnet werden konnten. Die Sorte Kiskunsági wurde nicht vegetativ, sondern über Samen vermehrt verwendet.

In den 1990er Jahren wurden in Brandenburg 33 wüchsig- und geradschaftige Robinien-Plusbäume, die kaum oder keine Starkäste hatten, ausgelesen, von denen sechs als Gewebekulturklone etabliert und in den Versuch aufgenommen wurden (Robert, Roger, Romy, Rowena, Roy). Auch die Sorten Bendida und Tangra der Firma Lignum aus Bulgarien und Cuci aus Rumänien wurden verwendet. Dabei wurden Unterschiede hinsichtlich Vitalität im Alter 5 erhoben, wobei Appalachia, Nyírségi und Fraport3 (=Zalai?) auf zwei Probeflächen die höchsten Anteile voll vitaler Bäume hatten.

Hinsichtlich Steillästen waren Bendida (45,4 %) Fraport3 (46,3 %) Romy (50,0 %) Cuci (51,9 %), hinsichtlich Wipfelschäftigkeit waren Fraport3, Appalachia, Nyírségi, Bendida, Romy

und hinsichtlich geradschaftigkeit Fraport3, Jászkeséri, Appalachia, Bendida, Nyírségi die besten.

Hinsichtlich Höhenzuwachs in 6 Jahren waren Fraport3 (7,54 m), Roger (6,93 m), Rowena (6,84 m) und Appalachia (6,76 m) die Zuwachsstärksten. Im Trockenjahr 2018 hatten Appalachia (0,86 m), Roy (0,73 m), Romy (0,72 m), Rowena (0,70 m) und Fraport3 (0,68 m) die größten Höhenzuwächse.

Die größten Biomassezuwächse in 6 Jahren hatten Fraport3 (6,9 t/ha), Roger (6,1 t/ha) und Romy (6,1 t/ha). Nach Löffler u. a. (2017) schnitten die Klone Fra3, Rowena und Roy hinsichtlich Zuwachsleistung am besten ab.

Guse, Schneck, Wühlisch u. a. (2015) verglichen 55 Herkünfte aus 7 Ländern hinsichtlich Wuchsleistung. Es zeigte sich, dass hohe Erträge im Gewächshaus nicht automatisch mit guter Leistung im Freiland korrelieren. Die Herkünfte Nessebar (Bulgarien) und Waldsiefersdorf III (Deutschland) zeigten eine überdurchschnittliche Ertragsleistung.

Laut Dimitrova (2024) haben die Sämlinge der bulgarischen Klone Pordim-10, Pordim-13, Obretenik-1, Obretenik-6 und Ryahovo-1 sowie der ungarischen Klone Szajki und Nyírségi eine hohe Zuwachsleistung.

Nach Dini-Papanastasi (2004) zeigten die Klone A-7B(6), A-B(3) und B-2B(8) die höchsten Zuwachsleistungen, zählen zu den Klonen mit vielen Blättern und wiesen durchwegs längere Dornen auf als die schwächer wachsenden Klone mit weniger Blättern.

Budău u. a. (2023) verglichen die rumänischen Klone S1, S2, S3 und S4, wobei S4 sowohl hinsichtlich der Anzahl als auch der Höhe der Triebe am besten abschnitt.

In Polen wurden im Jahr 2014 28 geradschaftige Klone aus 7 Beständen geworben. Die Bestände sind: Krosno-90b, Krosno-232i, Cybinka-98y, Wołów-194f, Pińczów-426f, Strzelce-150Am, Mieszkowice-210j und Wyszanów (Wojda u. a., 2015).

Große Gebiete in Korea wurden mit Robinie aufgeforstet, um die Bodenerosion einzudämmen. 70 % der Honigproduktion kommt von der Robinie. Als geradschaftige Selektionen werden Hapcheon und Daegu angegeben (K. J. Lee u. a., 2007).

9.3.8 Vergleichsanbauten

Vergleichsanbauten mit fremdländischen Baumarten wurden in Österreich von Cieslar (1901) publiziert. Robinien wurden dabei nicht untersucht. Auch in Deutschland wurde die Robinie beim Vergleich fremdländischer Baumarten nicht untersucht (Schwappach, 1901).

»Auf Grund der guten Erfahrungen, die bisher mit in heimischen Wäldern angebauten Weymouthskiefern, Robinien, der amerikanischen Schwarznuß und Roteiche sowie Douglasien gemacht worden sind, spricht sich Cieslar für die Durchführung von Anbauversuchen mit Exoten aus und kündigt von der Versuchsanstalt geplante Exotenkulturversuche an. ... Von der Exoten-Inventur ausgeschlossen waren die Robinie und die verschiedenen Pappelarten, da diese wegen ihrer weiten Verbreitung im östlichen Österreich schon als "heimisch" betrachtet werden konnten« (Rannert, 1979).

Solange es darum geht, zu prüfen, ob eine Baumart in einer neuen Region überhaupt wächst, mag diese Beschränkung gerechtfertigt sein. Wenn jedoch die Baumart mit der besten Leistung gesucht wird, müssen alle vielversprechenden

Baumarten, sowohl heimische als auch fremdländische, gepflanzt und miteinander verglichen werden, wie es bereits von Réaumur (1721, S. 300) gefordert wurde:

»Il ne faudroit commencer qu'à défricher de très-petits cantons, & à les planter de différentes sortes d'Arbres, pour voir ceux qui y réussiraient mieux.« (Man sollte zunächst nur sehr kleine Flächen roden und sie mit verschiedenen Baumarten bepflanzen, um herauszufinden, welche dort am besten gedeihen.)

»Enfin il faudroit tâcher de reconnoître les terrains les plus propres à chaque espèce d'Arbres, & ne leur donner que Les espèces d'Arbres qui leur sont propres.« (Schließlich sollte man versuchen, die Böden zu erkennen, die am besten für jede Baumart geeignet sind, und ihnen nur die Baumarten geben, die zu ihnen passen.)

»Notre attention ne devoit-elle pas aller jusques à chercher si les pays étrangers n'ont point des Arbres qui nous seroient utiles, qui croîtroient aisément dans le Royaume?« (Sollte unsere Aufmerksamkeit sich nicht sogar darauf richten, zu prüfen, ob es nicht Bäume aus fremden Ländern gibt, die für uns nützlich wären und die leicht im Königreich gedeihen würden?)

Auch Carlowitz (1713, S. 253) zog in Erwägung fremdländische Baumarten zu verwenden, wenn diese gute Eigenschaften hatten:

»... und daß das Europäische, jenen an der Güte nicht gleicht / und also ein mehrerer Nutzen / vielleicht durch Fortpflanzung derer fremden wilden Bäume / als durch zarte ausländische Gewächse / entstehen könnte / auch das wilde Holtz / weil es dauerhafter und stärkerer Natur ist / desto eher als jene / zumahl durch den Saamen fortbracht werden möchte. ... das uns nutzbare Indianische oder andere fremde Holtz / auch in Europa aufbringen zu lassen.«
(... und dass das europäische Holz an Qualität nicht mit jenem [=dem nicht-europäischen] vergleichbar ist; und dass daher ein größerer Nutzen vielleicht eher durch die Anpflanzung fremder Wildbäume als durch empfindliche ausländische Ziergewächse entstehen könnte. Auch das wilde Holz, weil es von dauerhafterer und robusterer Natur ist, ließe sich eher als jene [=Ziergewächse], insbesondere durch Samen, fortpflanzen. ... um das für uns nützliche indianische oder andere fremde Holz auch in Europa heimisch werden zu lassen.)

9.3.9 Österreich

In Österreich wurden in den 1980er Jahren von Ferdinand Müller die Sorten *Tulln* hinsichtlich Biomasseerzeugung im Kurzumtrieb selektioniert. Wuchsform war kein Selektionskriterium.

Müller (1990) hatte das Ziel ein Klongemisch, eine Mehrklonsorte zu schaffen, die aus etwa 30 Klonen zusammengesetzt ist und bezieht sich dabei auf Hühn (1986) der je nach erwarteter Ansteckungsgefahr 20–40 Komponenten empfiehlt.

»Derzeit wird angestrebt, die bisher zehn wüchsigsten Klone in einer größeren Zahl für breiter gestreute Anbauversuche zu vermehren und weitere Klone zur Erhöhung der Klonzahl auszuwählen. Erst wenn 30 auf mehreren Standorten geprüfte Klone zur Verfügung stehen, wird die Verwendung des Pflanzmaterials empfohlen werden können. Selbst dann wird

aber ein steter Wandel der Klonzusammensetzung durch Ausscheiden weniger geeigneter Klone zugunsten von leistungsfähigeren Auslesen eine Variation der Genotypenzusammensetzung künftiger Kurzumtriebsplantagen gewährleisten.« (Müller, 1990).

Vergleichsanbauten wurden 1982 in Karlwald bei Halbtorn und Rusterwald bei Neusiedel, 1985 in St. Margarethen und 1988 in Riedenthal bei Mistelbach angelegt. Kurzumtriebsflächen wurden 1984 in Wasserburg bei St. Pölten und 1985 in Bruckneudorf, Biomasseversuche 1987 in Neckenmarkt und 1988 in Nickelsdorf angelegt.

Eine Auswertung einer 1985 im Versuchsgarten Tulln neu angelegten Biomasse-Versuchsfläche ergab bei einer 4-jährigen Umtriebszeit eine Trockenmasseproduktion im Mittel über alle österreichischen Selektionen 7,44 t/ha/Jahr, bei den zehn wüchsigsten 10,07 t/ha/Jahr, bei Appalachia 5,93 t/ha/Jahr und bei Nyírségi 4,07 t/ha/Jahr (Müller, 1991). Nach Rédei und Veperdi (2005) ist der Ertrag im ersten Umtrieb geringer.

Publiziert wurde auch die Auswertung der Fläche Riedenthal, da diese aufgrund des Baus einer Autobahntrasse aufgegeben werden musste. Verglichen wurden Tulln 81/29, Tulln 81/55, Tulln 81/62, Tulln 81/66, Tulln 81/83, Tulln 83/09, Tulln 83/10, Zalai, Nyírségi, Jászkiséri und Appalachia.

Dabei hatte Appalachia ca. 55 %, Nyírségi und Jászkiséri ca. 40 % und Tulln 83/10 20 % geradschaftige Stämme. Bezieht man auch leicht gekrümmte Stämme bei diesen Sorten mit ein, ergibt sich ein Gesamtanteil von rund 70 %.

Beim Durchmesser ist Jászkiséri bei den stärksten und Nyírségi bei den schwächsten Sorten (Schüler u. a., 2006).

Jedoch dürften die Durchmesserunterschiede auf Standortunterschiede zurückzuführen sein, da Heinze u. a. (2014) feststellt, dass die beiden, auf der Versuchsfläche als Jászkiséri und Nyírségi angesprochenen Klone, genetisch übereinstimmen. Was umso erstaunlicher ist, da Jászkiséri aus einem, Nyírségi hingegen aus 6 Klonen besteht.

Von qualitativ hochwertigen Robinienarten berichteten in Österreich beispielsweise Müller (1991), Iby (1998) oder Demel (2004). Alle drei Artikel enthalten Fotos geradewüchsiger Robinien.

Es entsteht jedoch der Eindruck, dass in dieser Zeit die Themen Bestandesumbau und Mischwuchspflege, insbesondere zur Reduzierung der Robinie, im Vordergrund standen.

Auf den Versuchsflächen in Österreich ist die Robinie recht häufig anzutreffen, allerdings nur in Form von Pflöcken, welche die Grenzen der Probeflächen markieren oder als Zaunpfosten.

2001 wurde von Werner Ruhm in Glaswein eine Versuchsfläche mit Robinien angelegt, teilweise um übrig gebliebene Pflanzen aus der Baumschule vor der Vernichtung zu retten.

Verglichen werden dort Tulln 81/29, Tulln 81/62, Appalachia, Nyírségi und Jászkiséri.

Da das Pflanzmaterial für diese Probefläche von der gleichen Baumschule bezogen wurde wie für die Probefläche Riedenthal, sind eventuell auch hier die Sorten Nyírségi und Jászkiséri ident.

Qualitativ überzeugt besonders Appalachia (Abb. 11), welche anfänglich den anderen Sorten in der Wachstumsleistung unterlegen war, diese jedoch bis zum Alter von 25 Jahren nahezu wieder einholte.

2008 wurde in Laa an der Thaya eine Fläche mit der Sorte

Tulln angelegt. 2011 folgten in Groß Harras eine Fläche mit den Sorten Tulln, Nyírségi und Zainet sowie eine weitere Fläche mit der Sorte Üllői. Die Anlagen erfolgten durch die Landwirtschaftskammer Niederösterreich im Zuge des Projektes »Bewirtschaftung von Energieholzplantagen« (Huber, 2018).



Abbildung 11: Robinienversuchsfläche in Glaswein mit geradwüchsiger Sorte Appalachia.

Figure 11: Robinia experimental plot in Glaswein with the straight-growing variety Appalachia.

Auch in Österreich gibt es ältere geradwüchsige Robinienbestände. Beispielsweise den Saatgutbestand Rob1 (8.1/ko) am Weichselberg bei Oberwinden, Gutenbrunner Wald, Herzogenburg in Niederösterreich, dessen Pflanzen ca. 1934 keimten (Abb. 12).

Heinze u. a. (2014) verglich diesen Bestand mithilfe von 14 Mikrosatelliten-Markern mit Appalachia, Jászkiséri, Nyírségi, Tulln 81/29, Tulln 81/62 sowie drei Robinien aus Maria-brunn, konnten mit diesen jedoch keine Übereinstimmung feststellen.

Wie bereits erwähnt, dürfte es hier bei den als Jászkiséri und Nyírségi bezeichneten Klonen zu einer Verwechslung in der Baumschule, von der diese bezogen wurden, gekommen sein, da sie genetisch identisch waren.

Ein 20-jähriger Bestand bei Oberwinden hatte eine Oberhöhe von 23 m und einen Brusthöhendurchmesser von 25–30 cm. Ein 80-jähriger Bestand hatte eine Oberhöhe von 31 m und einen mittleren Brusthöhendurchmesser von 43 cm.

9.3.10 Sortenwahl

Bloese u. a. (1992) beobachtete, dass die Leistungsfähigkeit einzelner Familien in verschiedenen Umgebungen relativ



Abbildung 12: Robinien bei Oberwinden.

Figure 12: Robinia near Oberwinden.

stabil ist und meint, dass damit die Auswahl von Sorten für bestimmte Standorte möglicherweise nicht notwendig ist.

Für mich ist es dennoch nicht zu erwarten, dass eine Sorte für alle Situationen die Beste ist. Daher ist es erfreulich, dass es, selbst wenn man sich ausschließlich auf die möglichst geradewüchsigen beschränkt, mittlerweile eine große Anzahl von Robinensorten gibt.

Robiniensorten können relativ einfach durch Wurzelschnittlinge vermehrt werden, wobei hierbei Rechte des Züchters zu beachten sind.

In Österreich gibt es kaum Vergleichsanbauten, und wenn, dann nur für ältere Sorten. Zudem kam es dabei zu Sortenverwechslungen.

Für eine fundierte Entscheidungsfindung wären Demonstrationsbestände wünschenswert, die praktische Erfahrungen ermöglichen und einen realistischen Eindruck vom Sortenverhalten vermitteln.

Von den in der Literatur als hochwertig beschriebenen Sorten erscheinen die folgenden besonders vielversprechend:

Nordamerika: Appalachia, Allegheny, Algonquin

Ungarn: Zalai, Kiskunsági, Csázátötélési, Üllői, Zajki, Röjtök-muzsaji, Góri, Turbo, Turbo Obelisk, Vacsi, Oszlopos, Püspökladányi (PL251), Farkasszigeti (PL040), Napkori (NK2)

Rumänien: Péntesdombi, Oltenica

Bulgarien: Bendida, Tangra, Pordim-10, Pordim-13, Obretenik-1, Obretenik-6, Ryahovo-1

Polen: Krosno-90b, Krosno-232i, Cybinka-98y, Wołów-194f, Pińczów-426f, Strzelce-150Am, Mieszkowice-210j, Wyszczanów

China: Lüman Qingshan, Miyuan 1

Korea: Hapcheon, Daegu

Deutschland: Romy

Österreich: Oberwinden

Aufgrund früherer Verwechslungen einzelner Klone (Heinze u. a., 2014; H. Liesebach und Naujoks, 2012) wäre eine

Untersuchung sinnvoll, um zu klären, ob sich diese Sorten tatsächlich unterscheiden.

Früh- und Spätfröste oder Trockenheit können den Wipfel zum Absterben bringen, womit geknickte Schäfte entstehen. Gibt es diese Einflüsse in einer Region und in einer anderen nicht, kann ein Klon auf einem Standort geradschaftig auf einem anderen hingegen geknickt wachsen.

Nach Erteld (1952, S. 48) sind Robinien auf gutwüchsigen Standorten erheblich besser geformt.

Unterschiede im Jugendwachstum zwischen Sorten könnten darauf zurückzuführen sein, dass bestimmte Sorten einen größeren Anteil ihrer Wuchsressourcen in das Wurzelwachstum investieren als andere. Dies könnte wiederum ihre unterschiedliche Resistenz gegenüber Trockenheit erklären.

Bei Versuchsflächen ist es empfehlenswert, eine oft verwendete einklonige Sorte als Referenz zu haben. Appalachia würde sich hierfür eignen, nur sollte dabei geklärt sein, welcher Klon tatsächlich Appalachia ist.

Zunächst ist es sinnvoll, Robinien untereinander zu vergleichen und, sofern ausreichend Ressourcen vorhanden sind, sie zusätzlich mit anderen Baumarten zu vergleichen, wie es beispielsweise Grünwald u. a. (2009) getan haben.

Bei ausreichender Kapazität könnten zudem Baumartenmischungen sowie verschiedene Behandlungsvarianten untersucht werden. Da dabei unzählige Kombinationsmöglichkeiten bestehen, ist eine sorgfältige Vorauswahl der vielversprechendsten Varianten empfehlenswert.

9.3.11 Züchtungsziele

Zusammenfassend können die Züchtungsziele in mehrere, sich nicht unbedingt ausschließende Richtungen gehen:

- gute Holzqualität und Geradschaftigkeit
- hohe Gesamtwuchsleistung
- hohe Jugendwachstumsraten
- geringe Abnahme der Wuchsleistung im Alter für lange Umtriebszeiten um große Dimensionen hinsichtlich Durchmesser und Höhe erzielen zu können
- hohe Zuwachsleistung je verbrauchtem Liter Wasser
- Für Stadtbäume: stabil, langlebig und geringe Maximalgröße
- Trockenresistenz
- Frostresistenz
- Borke, die Hasen meiden
- tiefreichendes Wurzelsystem
- Resistenz gegenüber Schädlingen und Krankheiten
- hohe natürliche Dauerhaftigkeit des Holzes insbesondere des innersten Kernholzes
- geringer bis kein Dornbesatz
- Feinastigkeit
- gute natürliche Astreinigung

- Vollholzigkeit
- Schattentoleranz
- hohe Nektarproduktion für Imkerei
- viel Wurzelbrutbildung für Standorte mit schwieriger generativer Verjüngung
- geringe bis keine Wurzelbrut und wenige bis keine keimfähigen Samen für Wälder in der Nähe von Naturschutzgebieten
- Verbesserte Holzverarbeitbarkeit (z. B. geringer Verzug beim Trocknen)
- Für bestimmte Holzverwendungen geringerer Tannin- oder Phenolgehalt
- Standortsverbesserung wie Stickstofffixierung oder Bodenlockerung
- Für Agroforestry optimierte Eigenschaften wie Lichtabsorption, Wasserverbrauch oder Stickstofffixierungsrate.

10 Vergleichspflanzung

Verschiedene Robiniensorten werden hinsichtlich ihrer Wuchsleistung, Qualität und Eignung an unterschiedlichen Standorten miteinander verglichen. Dabei werden neuere Sorten bereits verfügbaren Sorten gegenübergestellt. Die Hauptversuchsfläche befindet sich im Weinviertel und wird ergänzt durch je eine Pflanzreihe in Wien und am Fuß des Schneebergs.

Neben allgemeinen waldbaulichen Aspekten wie Bestandesdichte, Rückschnitt, Mischwuchs, Pflanztechnik und Standortwahl wird auf die wirtschaftliche Bedeutung von Robinienholz sowie die Rolle bei der CO₂-Bindung eingegangen. Robinie bietet dabei als dauerhaftes, regionales Holz eine attraktive Alternative zu tropischen Hölzern.

Die Durchführung erfolgte mit einfach umsetzbaren Methoden. Ein besonderes Augenmerk galt dem praktischen Umgang mit Pflanzgut (z. B. Rückschnitt, Wurzel Ausbildung), sowie dem Umgang mit Konkurrenzvegetation und Wildverbiss.

Literatur, Fachwissen und Pflanzen wurden dank Unterstützung von Experten, Forstinstituten und Baumschulen aus Österreich und Ungarn zusammengetragen. Das Projekt versteht sich als praxisorientierter Beitrag, um die Eignung und Qualität verschiedener Robiniensorten besser einschätzen zu können.

Auch wenn die Robiniensorten, auf den in Österreich vorhandenen Versuchsflächen, zum Zeitpunkt ihrer Anlage aktuell waren, fehlen heimische Erfahrungen mit den seither neu hinzugekommenen Sorten. Um einen kleinen Anstoß zum schließen dieser Wissenslücke zu geben, beschloss ich im kleinen Rahmen ein paar Robiniensorten nebeneinander zu pflanzen.

Dieses Vorhaben wäre beinahe bei den ersten nötigen Schritten gescheitert, da ich von den gewünschten Sorten vorerst nur Appalachia bekommen konnte. Um wenigstens mit irgendetwas vergleichen zu können, habe ich von zwei Baumschulen, im Osten von Österreich, die Robiniensorten, die im Sortiment waren, ebenfalls genommen.

Im Nachhinein betrachtet ist solch ein Vergleich durchaus interessant, da es ja auch möglich ist, dass diese Sorten qualitativ ebenfalls überzeugen können.

Zufällig bin ich mit Gyula Kovács zu diesem Thema ins Gespräch gekommen und er hat die Kontakte zur Beschaffung weiterer Sorten eingefädelt.

Zum einen war das die Sorte Turbo, wo er mir die Kontaktdaten des Züchters gab, zum anderen die Sorten Üllői, Vacsí, Napkóri (NK2) und Püspökladányi (PL251) wo er den Kontakt zu Direktor Dr. Attila Borovics herstellte.

Dieser leitete meine Anfrage an Dr. Zsolt Keserű weiter, welcher sich mit zwei Baumschulen in Verbindung setzte, die Zustimmung einholte, damit ich die neuen Sorten bekomme, sowie die Pflanzen für mich bei den Baumschulen besorgte und auch eine Mitfahrgelegenheit für die Pflanzen von Debrecen nach Sopron organisierte.

Dr. Attila Benke war bei einem Meeting in Debrecen, wo er die Pflanzen von Dr. Zsolt Keserű bekommen und nach Sopron für mich mitgenommen hat.

Für ihre Unterstützung bin ich Ihnen sehr dankbar.

10.1 Versuchsflächen und Ausgangssituation

Auf einer Kleinstwaldfläche im Weinviertel nahe Ernstbrunn stockt ein im Zusammenbrechen befindlicher Schwanzkiefernbestand mit einzelnen Traubeneichen, Nussbäumen, Robinien, Eschen, Feldulme, Winterlinde, Birne und Faulbaum, überwiegend in der Verjüngung, sowie verdämmender Waldrebe, Schlehdorn, Rose, Weißdorn und Hartriegel.

Schwarzkiefer verjüngt sich kaum natürlich, hat aber beim Pflanzen ein sehr gutes Anwuchsverhalten mit wenigen Ausfällen.

Da bei einer weiteren Klimaerwärmung damit zu rechnen ist, dass die Verjüngung zunehmend schwieriger werden wird, erscheint es mir vorteilhaft, bereits jetzt, solange dies noch ohne erheblichen Aufwand einigermaßen möglich ist, überwiegend auf Baumarten umzusteigen, die Wurzelbrut bilden oder zumindest ein gutes Ausschlagvermögen besitzen.

In den Nachbarbeständen sind einige größere Robinien zu finden, jedoch zeigen diese, insbesondere an Waldrändern, eine geringe Schaftqualität (Abb. 13).

Auch wenn die Bedenken von Bouteiller u. a. (2019) hinsichtlich der Einbringung neuer Robinienselektionen berechtigt sind, sollte man zumindest in Regionen, in denen die Robinie bereits verbreitet ist, die Nutzungsmöglichkeiten von hochwertigem Holz im Vergleich zu Brennholz gegeneinander abwägen.

Auf einer zweijährigen Schlagfläche nahe Ernstbrunn hat sich auf ca. der Hälfte der Fläche mittlerweile 3–5 m hohe Robinie eingefunden (Abb. 14).

Oberflächlich betrachtet kann leicht der Eindruck entstehen, dass die Robinie dort andere Baumarten verdrängt. Für lichtbedürftige Pionierbaumarten wie die Birke, die im Altbestand nicht vorhanden war und daher dort fehlt, mag das tatsächlich zutreffen. Doch bereits Eiche oder Schwarzkiefer werden hier nicht durch Ausdunkelung verdrängt. Vielmehr entsteht der Eindruck, dass die Robinie bei größerem Wild einen natürlichen Verbisschutz für andere Baumarten darstellt.

10.2 Holznutzung

Ob Holz verwendet wird oder nicht, kann die CO₂-Konzentration in der Atmosphäre beeinflussen. Laut Boiger u. a. (2024) spielt es unter den derzeitigen Bedingungen für

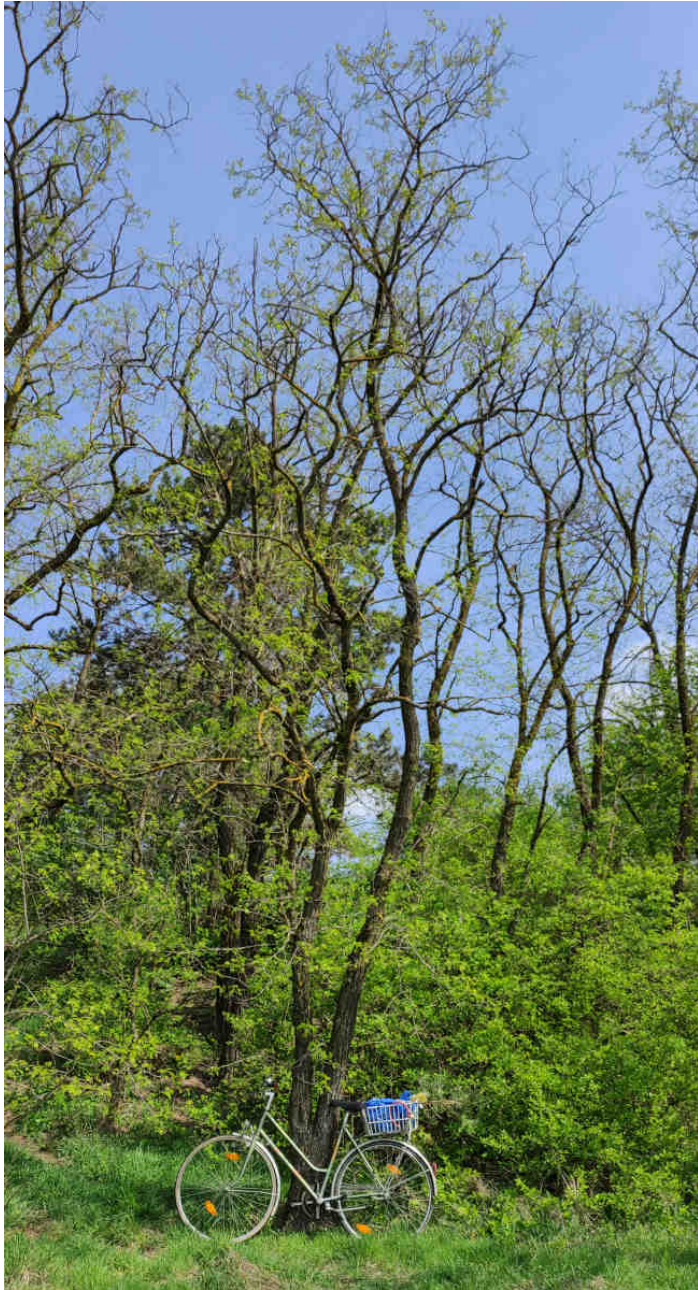


Abbildung 13: Relativ krumwüchsige Robinien nahe Ernstbrunn.

Figure 13: Relatively crooked-growing Robinia near Ernstbrunn.



Abbildung 14: 3 bis 5 m hohe Robinie mit Walnuss auf einer zweijährigen Schlagfläche nahe Ernstbrunn.

Figure 14: Robinia, 3 to 5 meters tall, growing with walnut on a two-year-old logging site near Ernstbrunn.

die Klimawirkung jedoch kaum eine Rolle, ob das Holz als Brenn- oder Schnittholz genutzt wird.

Dennoch besteht zwischen diesen Sortimenten in der Regel ein Preisunterschied, der wirtschaftliche Anreize zur Erzeugung von hochwertigem Rundholz setzen wird.

Waldfrisches Robinienholz hat wegen seinem schmalen Splint einen relativ geringen Wassergehalt. Ringporigkeit, starke Verthyllung und hohe Holzdichte führen zu einer langsamen Abbrandgeschwindigkeit.

Auch wenn die Rinde der Robinie einen ihrem Holz fast gleichwertigen Brennwert erreicht, sollte sie aufgrund ihres, im Gegensatz zu ihrem Holz, hohen Nährstoffgehalts möglichst im Wald verbleiben.

Kurzumtriebsplantagen mit Vollbaumernte benötigen demnach auf nährstoffarmen Standorten, abgesehen von Stickstoff, eine Düngung oder sollten nicht auf solchen Flächen angelegt werden, da sonst zu befürchten ist, dass die Zuwachsleistung mit der Zeit nachlässt.

Bei Umtriebszeiten von etwa 50 Jahren soll der größte durchschnittliche Zuwachs erzielt werden. Für besondere Sorten (z. B. Rebpfähle) können kürzere Umtriebszeiten gewählt werden (Erteld, 1952, S. 136).

Wenn das Ziel darin besteht, qualitativ hochwertiges Schnittholz zu produzieren, sollte die Endnutzung erst im höheren Alter erfolgen, solange keine Gefahr durch Stammfäule besteht und die Qualität des Bestands gut ist.

Von den in heimischen Wäldern wachsenden Baumarten liefert die Robinie das dauerhafteste Holz, das sich auch ohne Holzschutzmittel für die Verwendung im Freien eignet. In Bezug auf die natürliche Dauerhaftigkeit wird es nur von wenigen tropischen Hölzern geringfügig übertroffen.

Durch die Nutzung der Robinie lässt sich das Angebot an dauerhaftem Holz mit einer regional wachsenden Baumart ergänzen, soweit es die Dimensionen zulassen (Sàri, 2005; Benthien u. a., 2020).

Nach International Tropical Timber Organization (2024) wurden im Jahr 2024 in der EU etwa 1 080 000 m³ Rundholz, 760 000 m³ Schnittholz, 257 000 m³ Furnier und 561 000 m³ Sperrholz aus Tropenhölzern konsumiert.

10.3 Mischbestände und Kompatibilität

Obwohl Reinbestände auf Versuchsflächen deutlich einfacher auszuwerten sind als Mischbestände, hat die Versuchsfläche Glaswein, mit ihrem überaus üppigen Unterwuchs, bei mir den Eindruck hinterlassen, dass eine Kombination mit einer dienenden Schattbaumart das Standortpotenzial besser ausschöpfen könnte.

Rédei, Veperdi und Meilby (2006) beschreiben Mischungen von Robinie mit Weiß-Pappel, welche gleiche Umtriebszeiten haben.

Mischungen mit Eiche scheinen reizvoll, insbesondere da der Robinie nachgesagt wird, dass sie angeblich Eichenbestände unterwandert und anschließend verdrängen soll.

Von Kallina (1888) wurde hingegen berichtet, dass die Wuchsleistung und Vitalität der Stieleichen vom Schatten der Robinie profitiert und die Robinie zu dem Zeitpunkt, an dem die Eiche die Höhe der Robinie erreicht hat, geerntet werden soll.

Auch Fehér u. a. (2024) konnte keine hemmenden Einflüsse der Robinie auf die Entwicklung von Eichen feststellen. Im Gegenteil: In Robinienbeständen zeigte die Traubeneiche sogar ein erhöhtes Höhenwachstum. Földes (1903) führt dies auf die bodenverbessernden Eigenschaften der Robinie zurück.

Pfeil (1829, S. 174ff), der fremdländischen Baumarten sehr skeptisch gegenüber stand, und ihre positive Beschreibung den Interessen der Samenhändler zuschreibt, geht lediglich auf die Beschreibung der Robinie und der Strobe (*Pinus strobus*) ein. »Von allen übrigen zahlreichen fremden Holzarten, welche in den Plantagen erzogen und verkauft werden, eignet sich keine einzige weiter zum Anbaue in unseren deutschen Wäldern« (Pfeil, 1860).

Pfeil (1850) empfiehlt die Robinie in Mischung mit der Birke zu pflanzen, um bessere Stammqualitäten zu erzielen.

Erteld (1952, S. 88–96) beschreibt eine gewisse Unverträglichkeit zwischen Robinie und Birke mit einer ungünstigen Einwirkung beider Holzarten aufeinander, sodass beide unter der anderen leiden. Auch eine Mischung mit Buche scheint etwas problematisch. Hingegen sollen Mischungen mit Traubeneiche, Linde, Ahorn und Ulme gegenseitig förderlich sein und selbst unter dem Schirm der Robinie ein ausgesprochen frohwüchsiges Verhalten zeigen. Eine Reinbestandsgründung mit Robinie wird nicht empfohlen. In Kiefernwäldern kann die Robinie wie die Birke als Feuerschutzholz dienen.

Am geplanten Standort für die Robinienpflanzung ist die Traubeneiche durch Beschattung, möglicherweise auch in Kombination mit Wurzelkonkurrenz, in der Lage, eine Robinienverjüngung unter ihrem Kronendach zu verhindern.

Im Endeffekt wird es auf den Standort ankommen, ob sich Eiche und Robinie fördern und ergänzen oder die eine die andere bedrängt.

Ich erwarte, dass die Robinie förderlich für Eiche und Nuss sein wird, den Standort auch bei weitem Pflanzverband rasch ausnutzt, einen Vorbestand bilden kann, früh hiebsreif ist und schließlich qualitativ hochwertiges Holz liefert.

Eine Übersicht des geplanten Pflanzschemas zeigt Abb. 15.

Der Pflanzverband von Eiche und Nuss ist sehr weit, und Eichenwertholz wird kaum zu erzielen sein. Mir erscheint eine dichte Eichenpflanzung zu teuer.

Die jetzige Pflanzung hat den Zweck, für die Folgegeneration Samenbäume bereitzustellen, um dann eine ausreichend dichte Verjüngung zu erhalten.

Zusätzlich wird die Hainbuche als dienende Baumart zur Unterstützung der Schafftreinigung jetzt schon eingebracht.

Neben diesen werden noch Walnuss, Schwarznuss und Feldulme gepflanzt die aus am Gehweg gefundenen Samen aufgegangen sind.

Wurzeln der Mischbaumarten sind in Abb. 16 dargestellt.

Stieleiche und besonders Feldulme hatten gut entwickelte Wurzeln. Die abgebildete Traubeneiche war eine von den besser entwickelten. Manche Wurzeln der Traubeneiche waren leider denen der abgebildeten Roteiche sehr ähnlich und werden wohl geringere Überlebenschancen haben. Bei diesen wäre es besser gewesen, wenn ich sie mindestens noch ein Jahr in der Zwischenpflanzung im Garten, mit Gießmöglichkeit, belassen hätte, wobei selbst dort schon einige ausgefallen sind.

Um die Sorten auch auf anderen Standorten zu testen, werden Baumreihen in Gärten in Wien–Laaerberg und am Fuß des Schneebergs angelegt.

Die forstliche Aussagekraft mag zwar dadurch weniger gegeben sein, aber die Wuchsform kann so sehr wohl beobachtet werden.

Dass auch freistehende Robinien und Alleebäume von Interesse sind, zeigt die Ertragstafel von Fekete (1931) die deren Wuchsverhalten beschreibt.

Der Standort in Wien ist trockener als der in Ernstbrunn, was zum einen durch den durchlässigeren Boden, aber auch durch das wärmere Stadtklima bedingt sein kann. Hainbuchen verlieren dort bereits regelmäßig im Sommer große Mengen ihres Laubes.

Am Fuß des Schneebergs auf 650 m könnte die Kälte und Stürme Schwierigkeiten bringen, wobei Robinien in umliegenden Gärten vereinzelt zu finden sind. Zusätzlich sind dort die Bäume zwar hinter einem lückigen Zaun vor dem Viehtritt geschützt, jedoch nicht vor Verbiss durch Kühe.

10.4 Erwartete Erkenntnisse

Ergebnisse hinsichtlich Wuchsleistung müssen sich hier auf Höhen und Durchmesser von Einzelbäumen beschränken. Letztlich wären differenzierte Angaben zu den durchschnittlichen jährlichen Zuwächsen mit Flächenbezug, in Abhängigkeit von Umtriebszeit und Bestandesdichte sowie aufgeschlüsselt nach Qualitäts- und Durchmesserklassen, wünschenswert.

Ein Vergleich verschiedener Sorten bei schematisch gleicher Behandlung wird nicht zielführend sein, da geradwüchsige Sorten oft kleinere Kronen haben (Bujtás, 1984) und daher höhere Stammzahlen benötigen (Keresztesi, 1974) um den Wuchsraum in gleicher Weise ausnutzen zu können wie stark ausladende Sorten.



(a) Roteiche
(a) Northern red oak



(b) Stieleiche
(b) Pedunculate oak



(c) Traubeneiche
(c) Sessile oak



(d) Feldulme
(d) Field elm

Abbildung 16: Wurzeln vor dem Pflanzen.
Figure 16: Roots before planting.

sofort beim Setzen bodeneben abschneiden, bei einer weiteren Gruppe diesen Rückschnitt ein Jahr nach dem Pflanzen durchführen und bei einer dritten Gruppe gar keinen Rückschnitt machen.

Nach den Erfahrungen des ersten 1/2 Jahres, mit den 3 Sorten, die ich bereits 2023/24 bekommen habe, sollten kleine Pflanzen (ca. unter 1,2 m Höhe) noch ein Jahr im Pflanzgarten verbleiben, um ihr Ausfallrisiko zu reduzieren. Wesentlich sind gut entwickelte Wurzeln wie in Abbildung 17 gezeigt.



Abbildung 17: Gut entwickelte Wurzeln der Robinie (Ramocsaaháza) vor dem Pflanzen.

Figure 17: Well-developed roots of Robinia (Ramocsaaháza) before planting.

Auf günstigeren Standorten könnten einjährige Sämlinge die beste Wahl sein, wie dies von Ciuvăt u. a. (2022) empfohlen wird. Fekete (1931, S. 51) empfiehlt 2–4 jährige Heister. Nach Führer (2005) sollten die Pflanzen beim Setzen höchsten 3 m hoch sein.

Jedenfalls ist der Umgang mit größeren Pflanzen deutlich aufwendiger. Das Ausheben, ohne dabei die Wurzeln zu beschädigen, wird dabei immer schwieriger. Dies führt zu der richtigen, aber wenig konkreten Empfehlung: »So groß wie nötig, so klein wie möglich«.

Ein Rückschnitt auf ca. 80 cm Gesamtlänge beim Aushub der Pflanzen, erleichterte mir den Transport und kann positiv beim Anwachsen sein, da das Spross–Wurzelverhältnis zugunsten der Wurzel verschoben wird.

Dieser Rückschnitt, der deutlich über dem Boden erfolgt, dürfte sich weniger gut auf die Qualität des zukünftigen Stammes auswirken. Ein bodennaher Rückschnitt kann dies jedoch beheben. Dabei ist der Neuaustrieb oft über einen Meter lang und vorerst so gut wie astfrei.

Die Bäume, die ich beim Pflanzen bodennah zurückgeschnitten habe und die danach wieder ausgetrieben sind, wirken tatsächlich vitaler als jene, die wenig zurückgeschnitten wurden. Von den in Bodenhöhe zurückgeschnittenen ist jedoch nur die Hälfte ausgetrieben, während bei den auf ca. 80 cm zurückgeschnittenen fast alle überlebt haben.

Nur bei Appalachia gab es mehr Ausfälle. Sie war beim Pflanzen kleiner als die übrigen und hätte besser noch ein Jahr in der Kämpe verbracht.

Bei den übrigen Bäumen wird von mir, abhängig von ihrer Entwicklung, ein bodennaher Rückschnitt entweder im Vorfrühling des folgenden Jahres, zwei Jahre nach der Pflanzung oder, wenn die Qualität bereits zufriedenstellend ist, gar nicht durchgeführt. Dabei muss der Einfluss einer möglicherweise vorhandenen verdämmenden Bodenvegetation berücksichtigt werden.

Die Bäume für diesen qualitätsfördernden Rückschnitt sollten nicht zu groß sein, um ein Überwallen der Schnittwunde innerhalb eines Jahres zu ermöglichen.

Gelegentlich kommt es nach dem Rückschnitt zur Bildung mehrerer Austriebe, die bei Energiewaldplantagen oft gewünscht sind. Bei der Erzeugung von Wertholz sollten diese Triebe so früh wie möglich während der Vegetationszeit entfernt werden, um keine neuen Ausschläge zu fördern und die Wuchskraft auf den verbleibenden Leittrieb zu lenken.

Im frühen Sommer, wo die Dornen noch weich sind, kann man diese überzähligen Ausschläge mit der Hand an der Austriebsstelle ausbrechen.

Subjektiv entsteht der Eindruck, dass die neuen Sprosse, nach dem Rückschnitt, vermehrt mit Dornen besetzt sind.

Bei etwas älteren Bäumen konnte ich hingegen beobachten, dass zwar am Stamm noch deutlich die allmählich verschwindenden Dornen sichtbar sind, jedoch die Äste ab etwa zwei Metern Höhe dornenlos waren.

Werden etwas größere Robinien auf den Stock gesetzt, kann es neben Stockausschlag auch schon zur Bildung von Wurzelbrut kommen.

Ein Wurzelrückschnitt beim Pflanzen wurde von mir nicht vorgenommen.

10.6 Behandlung

Auch bei Aufforstungen kann die Wurzelbrut genutzt werden, indem die Ausgangsstammzahl gering gehalten wird. Dadurch ist die Aufforstung kostengünstig, und die anfänglich offenen Zwischenräume werden später durch die Bildung von Wurzelbrut geschlossen (Larsen, 1935).

Üblicherweise ist die aus Wurzelbrut entstandene Verjüngung stammzahlreich, und so empfehlen Rédei, Csiha, Keserű und Gál (2012) im Alter von 3–6 Jahren, die Stammzahl auf unter 5000 Bäume/ha zu reduzieren.

Beim Aufkommen von Stockausschlag und Wurzelbrut nach der Nutzung würde ich ein Entfernen des Stockausschlages empfehlen. Dies wäre eine der ersten möglichen Pflegemaßnahmen in Form einer Negativauslese.

Da Stockausschläge in der Regel eine geringere Qualität als Wurzelbrut aufweisen, können diese idealerweise im Frühsommer per Hand ausgebrochen werden.

Die Negativauslese muss sich nicht auf die Stockausschläge beschränken, sondern kann alle *vorwüchsigen*, schlecht geformten Bäume einschließen.

In der Frühphase empfiehlt sich auch eine Reduzierung der Robinie zugunsten von gewünschten, sehr lichtbedürftigen Mischbaumarten wie Weißkiefer, Lärche und Birke. Für Baumarten mit etwas höherer Schattenertragnis, etwa ab der Eiche, scheint dies nicht erforderlich zu sein.

Wenn sich der Bestand bereits etwas differenziert hat, können positive Auslesen folgen. Dabei werden besonders vielversprechende Bäume von ihren stärksten Konkurrenten befreit, um ihnen mehr Standraum zu verschaffen und so den Zuwachs gezielt auf die zukünftigen Wertträger zu lenken.

Blümke (1955/1956, S. 47) schreibt, dass sich bei 25–30 m hohen Robinien mit hohem HD-Wert (Verhältnis von Baumhöhe zu Durchmesser, hier also dünne hohe Bäume) durch die Windbewegung und damit verbundenes abschlagen von Ästen, 1–2 m breite »Windschächte« bzw. Lichtschächte zwischen den Baumkronen bilden, die dementsprechend viel Licht auf den Waldboden bzw. zur Bodenvegetation durchlassen. Bei Robinien mit niedrigem HD-Wert sind diese Lücken höchsten 0,5 m breit bzw. können sich die Kronen berühren oder sogar überdecken.

Bei einem von Jessup, 1791 empfohlenen Pflanzabstand von 16,5 Fuß (5 m) werden die Bäume einen niederen HD-Wert haben.

Bei geringen Bestandesdichten zeigen die verbleibenden Bäume höhere Durchmesserzuwächse als bei hohen Bestandesdichten. Der Höhenzuwachs wird in weitaus geringerem Ausmaß durch die Bestandesdichte beeinflusst. Aber insbesondere Laubbäume zeigen öfters bei geringen Bestandesdichten geringere Höhenzuwächse.

Nach Blümke (1955/1956, S. 55) haben ganz freistehende und zu eng wachsende Robinien den geringsten Höhenzuwachs. Nach Roach (1958, S. 7) reagiert die Robinie auf Freistellung mit gesteigertem Höhenzuwachs. Nach Roberts (1939) besteht ein enger Zusammenhang zwischen Bodentiefe (Mächtigkeit des A-Horizonts) und Höhenzuwachs.

Pflanzabstände können auch an technische Gegebenheiten gebunden sein. So wurden bei Aufforstungen in Ungarn früher Reihenabstände von 1,2 m, später von 2,5 m verwendet. Diese Umstellung entstand da ab ca. 1970 der schmale Bulgarische Traktor TL-30 nicht mehr zur Verfügung stand und auf landwirtschaftliche Traktoren umgestellt wurde (Keresztesi, 1988).

Interessant wäre, ob Robiniensorten, die wenig Tendenz zeigen, in Richtung Licht zu wachsen, auch beim Höhenzuwachs, ähnlich wie viele Nadelbaumarten, kaum auf die Bestandesdichte reagieren.

Bei niedrigen Bestandesdichten entstehen starke Einzelbäume mit großen Kronen und abholzigen Stämmen, was im Sägewerk, durch die Stammverjüngung, zu einer geringeren Ausbeute führt. Für den größten Volumszuwachs je Fläche

gibt es eine, sich mit dem Alter verändernde, optimale Bestandesdichte, die je Standort, Baumart und Sorte verschieden sein wird.

Für freigestellte Wertträger wird, solange die natürliche Astreinigung nicht ausreichend erscheint, eine Astung empfohlen, um einen qualitativ hochwertigen, astreinen Stamm zu erhalten. Gleichzeitig können mögliche bodennahe Zwieselbildungen entfernt werden, sofern der Verdacht besteht, dass diese durch bodennahen Frost verursacht wurden.

Für eine Astung empfiehlt sich der Zeitraum zwischen Spätwinter und Austriebsbeginn.

Die Beobachtung von Erteld (1952, S. 69, 86), dass die Robinie in früher Jugend (8–10 Jahre) direkte Sonnenbestrahlung nicht liebt, sondern für Strahlungsschutz durchaus dankbar ist, kann ich auf trockenen Standorten bestätigen. Beispielsweise wird auf trockenen Standorten Verjüngung eher am Nordsaum oder unter leichtem Schirm als am Südsaum gelingen.

Andererseits ist auf kühleren Standorten ohne Trockenstress die volle Besonnung durchwegs zu bevorzugen. Auch kann eine leichte Überschirmung vor einer Spätfroststeinwirkung ein wenig schützen.

10.7 Kosten

Eine Übersicht der verwendeten Robinien ist in Tabelle 13.

Dr. Zsolt Keserű hat mir netterweise Üllői und Vacsi geschenkt. Für beide war eine Rechnung in Forint bei den Dokumenten, welche mit einem Faktor von 408 auf Euro umgerechnet wurde.

Pflanzen aus Ungarn haben einen Steuersatz von 27 %, jene aus Österreich von 13 %. Die Versandkosten für 100 Pflanzen Turbo betrugen $25 + 27\% = 31,75$ Euro.

Appalachia hatte die Größe 30/50 cm und war daher günstiger als Nagybudméri oder Ramocsaháza 2E mit 50/80. Bei den anderen gab es für mich keine Differenzierung nach Größen.

Bei Abnahme von größeren Mengen (über 500 bzw. 1000 Pflanzen) werden günstigere Preise angeboten.

Bei den Pflanzen um 1,20 E wurde genau die angegebenen Mengen geliefert. Bei den günstigeren waren hingegen durchaus mehr als 10 Stück zusätzlich dabei.

Ab 100 Stk. hatten Turbo–Obelisk einen Preis von 7,5 E + 27 % = 9,525 Euro. Mir wurde dieser Preis auch für eine Menge von 25 Stk. angeboten. Angesichts der Tatsache, dass man im selben Zeitraum bei Lebensmitteldiscountern veredelte ca. 0,8 m hohe Obstbäume um 4,99 Euro, ca. 1,8 m hohe um 6,99 Euro, selber aussuchen und einzeln bekommen konnte, machte ich von dieser Möglichkeit nicht Gebrauch.

Andererseits geben Keresztesi (1988) und Rédei und Osváth-Bujtás (2005) an, dass die vegetative Vermehrung über Wurzelschnittlinge 5–8 mal, über Stecklinge 20 mal und über Mikrovermehrung (Micropropagation) 100 mal teurer sei als die generative.

Mikrovermehrung ist vor allem im Anfangsstadium sinnvoll, um erste Pflanzen eines ausgewählten Klons schnell in hoher Anzahl und genetischer Reinheit zu gewinnen, während für die anschließende großflächige Vermehrung aus Kostengründen vorzugsweise auf Wurzelschnittlinge zurückgegriffen werden sollte.

Sämtliche Kosten wurden von mir privat finanziert sowie alle Arbeiten in der Freizeit durchgeführt. Dies hat zur Folge,

dass kostenintensive Methoden (flächig Mulchen, Bewässern, Zäunung, flächig maschinell mähen, ...) sowie unverhältnismäßig teures Pflanzmaterial, nicht Verwendung fand.

Auf geringwüchsigen Standorten ist es ohnehin fraglich, ob kostenintensive Methoden betriebswirtschaftlich gerechtfertigt sind.

Die Bäume wurden mittels Malerkrepp gegen Verbiss geschützt, verschiedene Herkünfte wurden mit kurzen Streifen verschiedenfarbigem Isolierband markiert.

10.8 Durchführung der Pflanzung

Ciuvăt u. a. (2022) geben eine Grubentiefe von 40 cm an. Vadas (1911, S. 164–165, 173) empfiehlt, die Bäume so tief wie im Pflanzgarten zu setzen. Auf Sand oder bei windigen Standorten empfiehlt er um 5–10 cm tiefer, also meist 40 cm tief, zu pflanzen, damit die Wurzeln bei Sandverfrachtungen nicht freigelegt werden bzw. die Bäume stabil genug sind.

Die Pflanzung wurde von mir mit einem gewöhnlichen Spaten durchgeführt, wobei die Pflanzgrube meist eineinhalb Spaten tief (ca. 35 cm) ausgehoben wurde. Das ist etwas tiefer als im Pflanzgarten, in der Hoffnung, dass in den tieferen Bodenschichten während Trockenphasen länger pflanzenverfügbares Wasser bereitgestellt werden kann.

Keine der Robinien wurde nach dem Kauf sofort im Wald gepflanzt, sondern verbrachte das erste Jahr in der Kämpe, wo sie bei längerer Trockenheit gegossen wurden.

Manche waren beim Kauf bereits auf eine Gesamtlänge von ca. 50 cm gekürzt, sodass sie nach dem Pflanzen etwa 25 cm hoch aus der Erde ragten. Die, die noch nicht gekürzt waren, wurden nach dem Setzen ebenfalls auf ca. 25 cm gekürzt. Ende August hatten die Bäume eine Höhe von ca. 1,0–1,2 m, einzelne sogar 1,5 m erreicht (Abb. 18). Im ersten Jahr in der Kämpe gab es keine Ausfälle.

Der Pflanzentransport erfolgte mittels Bahn, Bus und Fahrrad (Abb. 19).

Zur Flächenvorbereitung wurde als störend empfundener Unterwuchs, überwiegend mittels Heppe, stärkeres mittels Handsäge auf den Stock gesetzt. Freischneiden der Jungpflanzen wird bei Bedarf mittels Sichel durchgeführt, wobei der Verbissschutz aus Malerkrepp beim Auffinden der Pflanzen hilfreich ist.

Dank und Ausblick

Es wurde überwiegend frei zugängliche Literatur verwendet. Dazu möchte ich den Bibliotheken, Instituten, Verlagen, Autoren und Sponsoren danken, die dies ermöglichen und auch viele ältere Dokumente digitalisiert und frei zur Verfügung gestellt haben.

Viele von mir zitierte Arbeiten wurden in Sprachen verfasst, mit denen ich nicht vertraut bin. Dabei haben frei zugängliche Online-Übersetzungshilfen geholfen, um auch diese Quellen zu erschließen. Vor allem wurde die englische Übersetzung dieses Textes größtenteils mithilfe maschineller Übersetzungsdienste erstellt.

Zur Erstellung dieser Arbeit wurden unzählige weitere Hilfen in Form von Texteditoren, Textsatzsystem, Literaturverwaltung, Literatursuche, Rechtschreibkontrolle, Schreibassistent, Bildbearbeitung, Zeichenprogramme, Programmier-

Jahr	Name	Netto	Steuer	Brutto	n	n min	Vegetativ	Züchter	Gekauft
2023/24	Appalachia	0,76	13	0,859	25	25	Ja	USA	Österreich
2023/24	Nagybudméri (Hu/RoPs-33-511046)	1,02	13	1,153	25	25	Nein	Ungarn	Österreich
2023/24	Ramocsaháza 2E (Hu/RoPs-22-511097)	1,01	13	1,141	25	25	Nein	Ungarn	Österreich
2024/25	Turbo seedlings (HU 130170, HPN-2025/00196)	1,20	27	1,524	100	100	Nein	Ungarn	Ungarn
2024/25	Üllői (Hu/RoPs-35-519002)	0,17	27	0,216	12	?	Ja	Ungarn	Ungarn
2024/25	Vacsi (Hu/RoPs-35-519002)	0,17	27	0,216	12	?	Ja	Ungarn	Ungarn
2024/25	Napkori - NK2 (Hu/RoPs-36-519012)	1,20	27	1,524	12	?	Ja	Ungarn	Ungarn
2024/25	Püspökladányi - PL251 (Hu/RoPs-36-519012)	1,20	27	1,524	12	?	Ja	Ungarn	Ungarn

Tabelle 13: Übersicht über die verwendeten Robinien.
Table 13: Overview of the Robinia used.



Abbildung 18: Robinie nach einem Jahr in der Kämpe. Ausgangshöhe über dem Boden war im Frühling in etwa 25 cm. Bis Ende August hatten die Robinien eine Höhe von ca. 1,0–1,2 m, einzelne sogar 1,5 m erreicht.

Figure 18: Robinia after one year on a forest acclimatization nursery. Initial height above ground was approximately 25 cm in spring. By the end of August, the Robinia had reached heights of about 1.0–1.2 m, with some even reaching 1.5 m.



Abbildung 19: Klimaschonende Anfahrt zur Pflanzung.
Figure 19: Climate-friendly arrival for the planting.

sprachen, Betriebssystem, . . . verwendet, die ausschließlich frei zur Verfügung gestellt wurden. Dabei möchte ich allen danken, die diese wertvollen Hilfen erstellt und zugänglich gemacht haben.

Für die Unterstützung bei der Bereitstellung neuer Robiniensorten möchte ich mich herzlich bei Dr. Zsolt Keserű, Dr. Gyula Kovács, Dr. Attila Borovics und Dr. Attila Benke bedanken.

Wenn jemand Interesse an der Anlage von Vergleichspflanzungen mit Robinien oder anderen Baumarten hat oder selbst bereits solche durchgeführt hat, würde ich mich über einen Austausch freuen. Denn:

Bäume Formen Wälder — Gemeinsam wächst Wissen

- Ábri, Tamás (2024). »Szelektált Akácfajták Ökológiai és Termesztési Technológiai Értékelése«. Diss. Debreceni Egyetem, Kerpely Kálmán Doktori Iskola.
- (Juni 2025). »Physiological characteristics of a promising black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) clone under marginal site conditions«. In: *Acta Agraria Debreceniensis* 1, S. 27–34. doi: 10.34101/actaagrar/1/15473.
- Ábri, Tamás, Attila Borovics, József Csajbók, Elza Kovács, András Koltay, Zsolt Keserű und Károly Rédei (2023). »Differences in the Growth and the Ecophysiology of Newly Bred, Drought-Tolerant Black Locust Clones«. In: *Forests* 14.9. ISSN: 1999-4907. doi: 10.3390/f14091802.
- Ábri, Tamás und József Csajbók (Juni 2023). »Comparative study of newly-bred black locust clones with regard to photosynthetic rate and water use efficiency: early evaluation«. In: *Acta Agraria Debreceniensis* 1, S. 5–10. doi: 10.34101/actaagrar/1/12256.
- Ábri, Tamás, Katalin Cseke, Zsolt Keserű, Attila Porcsin, Ferenc M. Szabó und Károly Rédei (2023). »Breeding and improvement of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) with a special focus on Hungary: a review«. In: *iForest - Biogeosciences and Forestry* 16.5, S. 290–298. doi: 10.3832/i4for4254-016.
- Ábri, Tamás, Dániel Gaganetz und József Csajbók (2024). »Light response curve analysis of juvenile black locust clones: A case study from eastern Hungary«. In: *Journal of Forest Science* 70.4. Short Communication, S. 202–207. doi: 10.17221/120/2023-JFS.
- Ábri, Tamás, Zsolt Keserű, Attila Borovics, Károly Rédei und József Csajbók (2022). »Comparison of Juvenile, Drought Tolerant Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.) Clones with Regard to Plant Physiology and Growth Characteristics in Eastern Hungary: Early Evaluation«. In: *Forests* 13.2. ISSN: 1999-4907. doi: 10.3390/f13020292.
- Ábri, Tamás, Zsolt Keserű und József Csajbók (Mai 2024). »Light response curve analysis of juvenile Püspökladányi and Üllői black locust«. In: *Proceedings of the 11th Hardwood Conference*. Hrsg. von Róbert Németh, Christian Hansmann, Holger Militz, Miklós Bak und Mátyás Báder. Conference held on 30–31 May 2024. University of Sopron. Sopron, Hungary: University of Sopron Press, S. 111–114.
- Ábri, Tamás, Zsolt Keserű und András Koltay (Dez. 2024). »Tree Health Survey Results of Juvenile Black Locust Clones«. In: *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica* 20.2, S. 95–108. doi: 10.37045/aslh-2024-0007.
- Adamopoulos, Stergios, Costas Passialis und Elias Voulgaridis (Apr. 2007). »Strength properties of juvenile and mature wood in black locust (*Robinia pseudoacacia* L.)«. In: *Wood and Fiber Science* 39, S. 241–249.
- AgrarMarkt Austria (Dez. 2024). *Düngemittel Reinnährstoffabsatz in Österreich*.
- Albert, R. und H. Penschuck (1926). »Über den Einfluß verschiedener Holzarten auf den Lockerheitsgrad des Bodens«. In: *Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen*, S. 181–187.
- Anonym (1949). »Österreichische Naturdenkmale, Die älteste Robinie Mitteleuropas«. In: *Natur und Land*, S. 152.
- Ashby, William C. und Malchus B. Baker (Jan. 1968). »Soil Nutrients and Tree Growth Under Black Locust and Short-leaf Pine Overstories in Strip-Mine Plantings«. In: *Journal of Forestry* 66.1, S. 67–71. ISSN: 0022-1201. doi: 10.1093/jof/66.1.67.
- Ashton, Mark S. und Matthew J. Kelty (März 2018). *The practice of silviculture*. en. 10. Aufl. Nashville, TN: John Wiley & Sons.
- Auten, John T. (1933). *Site requirements of Black Locust*. Techn. Ber. Station Nate No. 4. u. S. Department of Agriculture - Forest Service, Central States Forest Experiment Station, Columbus, Ohio.
- (Juni 1945). »Relative Influence of Sassafras, Black Locust, and Pines Upon Old-Field Soils«. In: *Journal of Forestry* 43.6, S. 441–446. ISSN: 0022-1201. doi: 10.1093/jof/43.6.441.
- Bach, István (Apr. 1983). »Új, államilag minősített erdészeti növényfajták«. In: *Az erdő* 10.118/32, S. 467–469.
- Baker, Frederick S. (März 1949). »A Revised Tolerance Table«. In: *Journal of Forestry* 47.3, S. 179–181. ISSN: 0022-1201. doi: 10.1093/jof/47.3.179.
- Barna, Tamás und Gábor Szulcsán (2009). »Comparative Examination of Various Black Locust Clones (*Robinia pseudoacacia* L.)«. In: *Journal of Engineering, Annals of Faculty of Engineering Hunedoara* 7.1, S. 195–198. ISSN: 1584-2665.
- Barta, Tamás und László Beier (Dez. 2023). »The feed preference of roe deer in different habitats«. In: *Review on Agriculture and Rural Development* 12, S. 122–127. doi: 10.14232/rard.2023.1-2.122-127.
- Beck, Donald E. und Charles E. McGee (Aug. 1974). *Locust Sprouts reduce Growth of Yellow-Poplar Seedlings*. Research Note SE-201. US Department of Agriculture – Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station – Asherville - North Carolina.
- Bencat, Tibor (Juni 1992). »Black Locust Biomass Production in Slovakia«. In: *Black Locust: Biology, Culture, & Utilization*. Hrsg. von James W. Hanover, Karin Miller und Sue Plesko. Kellogg Center for Continuing Education, Michigan State University, June 17–21, 1991. East Lansing, Michigan U.S.A.: Department of Forestry, S. 32–38.
- Benthien, Jan, Susanne Gäckler und Martin Ohlmeyer (2020). »Robinie im Stall : Alternativen zu Tropenholz gesucht«. de. In: *Holz-Zentralblatt: unabhängiges Organ für die Forst- und Holzwirtschaft* 146.6, S. 134. ISSN: 0018-3792.
- Berner, Christian (2018). »Mensch und Wald in Wechselwirkung«. In: *Forstzeitung* 129.3, S. 32–34.
- Berry, Edward W. (1918). »Geologic History of the Locust and its Allies«. In: *The Plant World* 21.11, S. 284–298.
- Bier, H. (1958). »Ertragssteigerung durch Melioration degradierter Kiefernstandorte mit biologischen Maßnahmen«. In: *Forst und Jagd, Sonderheft Waldbodenmelioration II*, S. 8–13.
- Bijak, Szymon und Hubert Lachowicz (2021). »Impact of Tree Age and Size on Selected Properties of Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.) Wood«. In: *Forests* 12.5. ISSN: 1999-4907. doi: 10.3390/f12050634.
- Bloese, Paul, J. W. Hanover und B. C. Bongarten (Juni 1992). »Inheritance of Juvenile Traits and Predicted Gains from Selection in Black Locust Progeny Tests in Michigan and Georgia«. In: *Black Locust: Biology, Culture, & Utilization*. Hrsg. von James W. Hanover, Karin Miller und Sue Plesko. Kellogg Center for Continuing Education, Michigan State University, June 17–21, 1991. East Lansing, Michigan U.S.A.: Department of Forestry, S. 97–107.

- Blümke, S. (1955/1956). »Beiträge zur Kenntnis der Robinie«. In: *Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft* 59, S. 38–65.
- Boiger, Theresa, Claudia Mair-Bauernfeind, Raphael Asada und Tobias Stern (2024). »Shifting wood between material and energy use: Modeling the effects of substitution«. In: *Journal of Industrial Ecology* 28.5, S. 1198–1211. DOI: 10.1111/jiec.13530.
- Bongarten, Bruce C. (Juni 1992). »Genetic Variation in Black Locust Within its Native Range«. In: *Black Locust: Biology, Culture, & Utilization*. Hrsg. von James W. Hanover, Karin Miller und Sue Plesko. Kellogg Center for Continuing Education, Michigan State University, June 17–21, 1991. East Lansing, Michigan U.S.A.: Department of Forestry, S. 78–97.
- Bongarten, Bruce C., Dudley A. Huber und David K. Apsley (1992). »Environmental and genetic influences on short-rotation biomass production of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in the Georgia Piedmont«. In: *Forest Ecology and Management* 55.1, S. 315–331. ISSN: 0378-1127. DOI: 10.1016/0378-1127(92)90108-L.
- Boring, L. R. und W. T. Swank (Nov. 1984a). »The Role of Black Locust (*Robinia Pseudoacacia*) in Forest Succession«. In: *Journal of Ecology* 72.3, S. 749–766. ISSN: 0022-0477.
- Boring, Lindsay R. und Wayne T. Swank (Juni 1984b). »Symbiotic Nitrogen Fixation in Regenerating Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.) Stands«. In: *Forest Science* 30.2, S. 528–537. ISSN: 0015-749X. DOI: 10.1093/forestscience/30.2.528.
- Bouteiller, Xavier Paul, Cindy Frédérique Verdu, Emmi Aikio, Paul Bloese, Kasso Dainou, Adline Delcamp, Olivier De Thier, Erwan Guichoux, Coralie Mengal, Arnaud Monty, Marion Pucheu, Marcela van Loo, Annabel Josée Porté, Ludivine Lassois und Stéphanie Mariette (2019). »A few north Appalachian populations are the source of European black locust«. In: *Ecology and Evolution* 9.5, S. 2398–2414. DOI: 10.1002/ece3.4776.
- Bridgen, M. R. (1988). »Genetic Variation of Black Locust Seedlings on Reclaimed Surface Mine Soils«. In: *Journal American Society of Mining and Reclamation* 1988.2, S. 40–47. ISSN: 2328-8744. DOI: 10.21000/jasmr88020040.
- Brischke, Carsten, Hendrik Stolze, Tobias Koddenberg, Vesna Vek, Clara M. C. Caesar, Benjamin Steffen, Adam M. Taylor und Miha Humar (Juli 2024). »Origin-specific differences in the durability of black locust (*Robinia pseudoacacia*) wood against wood-destroying basidiomycetes«. In: *Wood Science and Technology* 58.4, S. 1427–1449. ISSN: 1432-5225. DOI: 10.1007/s00226-024-01571-0.
- Brosse, Guy de la (1636). *Description du jardin royal des plantes médicinales establi par le roi Louis le Juste à Paris, Contenant le Catalogue des plantes qui y sont de present cultivées, ensemble le Plan du Jardin*. A Paris.
- Budău, Ruben, Mariana Bei, Cristian Onet, Eliza Agud, Olimpia Smaranda Mintas, Adrian Ioan Timofte, Cristina Adriana Rosan, Vasile Laslo und Simona Ioana Vicas (2023). »In Vitro Propagation of Several Valuable Selections of *Robinia pseudoacacia* L. as a Fast and Sustainable Source for Wood Production«. In: *Sustainability* 15.21. ISSN: 2071-1050. DOI: 10.3390/su152115243.
- Bujtás, Zoltán (Apr. 1984). »A gödöllői árbocakác-kísérlet értékelése«. In: *Az erdő* 4.119/33, S. 164–165.
- Bund, Karl (1899). »Die Zucht der Akazie«. In: *Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen*, S. 199–209.
- Bundesforschungszentrum für Wald (2025). *waldinventur* — *waldinventur.at*. URL: <https://waldinventur.at> (besucht am 15.08.2025).
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2022). *Verordnung zur Durchführung der GAP-Direktzahlungen (GAP-Direktzahlungen-Verordnung – GAPDZV)*. <https://www.gesetze-im-internet.de/gapdzv/BJNR013900022.html>. Gesetze im Internet. Zuletzt geprüft am 26. September 2025.
- Bunger, Myron T. und Hugh J. Thomson (Aug. 1938). »Root Development as a Factor in the Success or Failure of Windbreak Trees in the Southern High Plains«. In: *Journal of Forestry* 36.8, S. 790–803. ISSN: 0022-1201. DOI: 10.1093/jof/36.8.790.
- Burgenländischer Landtag (2021). *Gesetz vom 1. Juli 2021 zur Bekämpfung und zur Verhinderung der Ausbreitung des Beifußblättrigen Traubenkrauts (*Ambrosia artemisiifolia*, Ragweed) im Burgenland (Burgenländisches Ragweed-Bekämpfungsgesetz - Bgld. RBG)*.
- Campagnaro, Thomas, Giuseppe Brundu und Tommaso Sitzia (2018). »Five major invasive alien tree species in European Union forest habitat types of the Alpine and Continental biogeographical regions«. In: *Journal for Nature Conservation* 43, S. 227–238. ISSN: 1617-1381. DOI: 10.1016/j.jnc.2017.07.007.
- Carlowitz, Hannß Carl von (1713). *Sylvicultura oeconomica oder hausswirthliche Nachricht und naturmäßige Anweisung zur wilden Baum-Zucht*. Leipzig: Johann Friedrich Braun.
- Chapman, A. G. (Nov. 1947). *Gehabilitation of Areas stripped for Coal*. Techn. Ber. Station Nats Technical Paper No. 108. Central States Forest Experiment Station, Columbus, Ohio.
- Chapman, Arthur G. und R. D. Lane (Aug. 1951). *Effects of some cover types on interplanted forest tree species*. Techn. Ber. 125. Central States Forest Experiment Station.
- Chapman, Arthur Glenn (1935). »The Effects of Black Locust on Associated Species with Special Reference to Forest Trees«. In: *Ecological Monographs* 5.1, S. 37–60. ISSN: 0012-9615.
- Cieslar, Adolf (1901). »Über Anbauversuche mit fremdländischen Holzarten in Österreich«. In: *Centralblatt für das gesamte Forstwesen*.
- Ciuvăt, Alexandru Liviu, Ioan Vasile Abrudan, Cristiana Georgeta Ciuvăt, Cristiana Marcu, Adrian Lorent, Lucian Dincă und Bartha Szilard (2022). »Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in Romanian Forestry«. In: *Diversity* 14.10, S. 780. ISSN: 1424-2818. DOI: 10.3390/d14100780.
- Cleve, Keith Van, Leslie A. Viereck und Robert L. Schlentner (1971). »Accumulation of Nitrogen in Alder (*Alnus*) Ecosystems Near Fairbanks, Alaska«. In: *Arctic and Alpine Research* 3.2, S. 101–114. DOI: 10.1080/00040851.1971.12003601.
- Cobbett, William (1825). *The Woodlands*. W. Cobbett.
- Cooper, George R. und J. M. Aikman (1950). »Some Responses of Black Locust to Planting Site Treatment«. In: *Proceedings of the Iowa Academy of Science* 57.1, S. 73–90.
- Cope, J. A. (Nov. 1929). »Concerning Black Locust in New York«. In: *Journal of Forestry* 27.7, S. 825–831. ISSN: 0022-1201. DOI: 10.1093/jof/27.7.825.
- (Aug. 1938). »Further notes on Shipmast Locust«. In: *Journal of Forestry* 36.8, S. 812–813. ISSN: 0022-1201. DOI: 10.1093/jof/36.8.804.

- Cornuti, Jacques Philippe (1635). *Canadensium Plantarum, aliarumque nondum editarum Historia. Cui adiectum est ad calcem Enchiridion Botanicum Parisiense, Continens Indicem Plantarum, quae in Pagis, Siluis, Pratis, & Montosis iuxta, Parisios locis nascuntur*. Simonem Le Moyne.
- Crane, E. E. (1951). »Wieviel Honig bringt ein Hektar?« In: *Imkerfreund* 6.5, S. 150–151.
- (1951). »Honey yields per acre of land«. In: *Bee World* 32.2, S. 12–14.
- Crane, Eva und Penelope Walker (1985). »Some Nectar Characteristics of Certain Important World Honey Sources«. In: *Pszczelnictwo Zeszyty Naukowe* 29, S. 29–45.
- (1986). *Honey sources satellite 6. Drought-tolerant and salt-tolerant honey sources*. Techn. Ber. London: International Bee Research Association.
- Csiha, I., Zs. Keserű, J. Rásó und K. Rédei (Okt. 2016). »Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) selection programmes in Hungary: a short review«. In: *International Journal of Horticultural Science* 22.3-4, S. 31–34. doi: 10.31421/IJHS/22/3-4./1189.
- Csiszár, Ágnes (Jan. 2009). »Allelopathic Effects of Invasive Woody Plant Species in Hungary«. In: *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica* 5.1, S. 9–17. doi: 10.37045/aslh-2009-0001.
- Cummings, W. H. (Nov. 1947). »Progeny Test with Black Locust Seed from Mother Trees Varied Age and Height Growth«. In: *Journal of Forestry* 45.11, S. 793–798. ISSN: 0022-1201. doi: 10.1093/jof/45.11.793.
- Danso, S. K. A., F. Zapata und K. O. Awonaike (1995). »Measurement of biological N₂ fixation in field-grown *Robinia pseudoacacia* L.«. In: *Soil Biology and Biochemistry* 27.4, S. 415–419. ISSN: 0038-0717. doi: 10.1016/0038-0717(95)98612-R.
- Demel, Günther (2004). »Robinie Wertholzerzeugung auf Extremstandorten«. In: *Forstzeitung* 115.9, S. 16–17.
- Deneau, Keri A. (2013). »The Effects of Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.) on Understory Vegetation and Soils in a Northern Hardwood Forest«. Euroforester Master Program, Thesis No. 212, SLU course code EX0630, 30 ECTS. Master's thesis. Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Alnarp und Michigan Technological University, Houghton. doi: 10.37099/mtu.dc.etds/613.
- Detwiler, S. B. (Aug. 1937). »The History of Shipmast Locust«. In: *Journal of Forestry* 35.8, S. 709–712. ISSN: 0022-1201. doi: 10.1093/jof/35.8.709.
- Dickmann, Donald I., Klaus Steinbeck und Thomas Skinner (Juni 1985). »Leaf Area and Biomass in Mixed and Pure Plantations of Sycamore and Black Locust in the Georgia Piedmont«. In: *Forest Science* 31.2, S. 509–517. ISSN: 0015-749X. doi: 10.1093/forestscience/31.2.509.
- Dimitrova, Proletka (Mai 2024). »Growth and productivity of half-sibs progenies of selected *Robinia pseudoacacia* L. clones in the region of Ruse.« In: *Silva Balcanica* 25.1, S. 21–30. ISSN: 1311-8706. doi: 10.3897/silvabalcanica.24.e124494.
- Dini-Papanastasi, Olympia (2004). »Contribution to the selection of productive progenies of *Robinia pseudoacacia* var. *monophylla* Carr. from young plantations in Northern Greece«. In: *Forest Genetics* 11.2, S. 113–123.
- Donaubauer, Edwin (1974). »Über das Kiefernsterben in Österreich«. In: *100 Jahre Forstliche Bundesversuchsanstalt*. Hrsg. von Johann Egger. Wien: Forstliche Bundesversuchsanstalt, Carl Ueberreuter, S. 67–98.
- Dorđević, Tijana, Rada Đurović-Pejčev, Marija Stevanović, Marija Sarić-Krsmanović, Ljiljana Radivojević, Ljiljana Šantrić und Jelena Gajić-Umiljendić (2022). »Phytotoxicity and Allelopathic Potential of *Juglans regia* L. Leaf Extract«. In: *Frontiers in Plant Science* 13. ISSN: 1664-462X. doi: 10.3389/fpls.2022.986740.
- Drăghici, Cristina, Raluca Enescu, Adela Hoble und Ioan V. Abrudan (2024). »Responses of containerized seedlings of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) under the field conditions«. In: *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca* 52.4, 14273. Research Article. doi: 10.15835/nbha52414273.
- Dünisch, Oliver, Hans-Georg Richter und Gerald Koch (Aug. 2009). »Wood properties of juvenile and mature heartwood in *Robinia pseudoacacia* L.« In: *Wood Science and Technology* 44.2, S. 301–313. ISSN: 1432-5225. doi: 10.1007/s00226-009-0275-0.
- Emberger, S. (Mai 1965). »Die Stickstoffvorräte bayerischer Waldböden«. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 84.5-6, S. 156–193. ISSN: 1439-0337. doi: 10.1007/bf02167768.
- Ernyey, József (1926). »Az akácfa vándorútja és megtelepülése hazánkban, Die Wanderwege der Robinie und ihre Ansiedlung in Ungarn«. In: *Magyar Botanikai Lapok, Ungarische Botanische Blätter* 25, S. 161–191.
- Erteld, Werner (1952). »Wachstum und Ertrag der Robinie im Gebiet der Deutschen Demokratischen Republik«. In: *Die Robinie (falsche Akazie) und ihr Holz*. Hrsg. von Kurt Göhre. Deutscher Bauernverlag.
- Europäische Kommission, Generaldirektion Umwelt (2019). *Durchführungsverordnung (EU) 2019/1262 der Kommission vom 25. Juli 2019 zur Änderung der Durchführungsverordnung (EU) 2016/1141 zwecks Aktualisierung der Liste invasiver gebietsfremder Arten von EU-weiter Bedeutung*. https://eur-lex.europa.eu/eli/reg_impl/2019/1262/oj.
- Europäisches Parlament, Rat der Europäischen Union (2014). *Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten*. <http://data.europa.eu/eli/reg/2014/1143/2019-12-14>.
- European Commission, Joint Research Centre (2016). *European atlas of forest tree species*. LU: Publications Office. doi: 10.2760/776635.
- Evans, Daniel M., Carl E. Zipper, James A. Burger, Brian D. Strahm und Amy M. Villamagna (Feb. 2013). »Reforestation practice for enhancement of ecosystem services on a compacted surface mine: Path toward ecosystem recovery«. In: *Ecological Engineering* 51, S. 16–23. ISSN: 0925-8574. doi: 10.1016/j.ecoleng.2012.12.065.
- Ewald, Dietrich, Norbert Kohlstock, Gisela Naujoks und Volker Schneck (2001). »Lassen sich selektierte Klone in waldbauliche Konzepte einbinden?« In: *AFZ-DerWald* 16, S. 816–818.
- Fehér, Ádám, Csaba Centeri, Boglárka Keller und Krisztián Katona (Dez. 2024). »The impact of ungulate browsing on black locust competitive abilities in a temperate oak forest«. In: *Tájkölögi Lapok* 22.2, S. 43–62. doi: 10.56617/tl.6535.
- Feistmantel, Rudolph (1835). *Die Forstwissenschaft nach ihrem ganzen Umfange und mit besonderer Rücksicht auf die österreichi-*

- schen Staaten. Erste Abteilung: Grundzüge der Forstnaturlehre. Wien: Beck.
- Fekete, Zoltán (1931). *Az Akác Sorfa Fatömeg- és Növekvési Táblái, Ertrags-, Zuwachs- und Massentafeln für freistehende Robinieeneinzelstämme und Alleebäume*. Sopron: A M. Kir. Bányamérnöki és Erdőmérnöki Főiskola Könyvkiadó Alapja, Verlagsfonds der K. Ung. Hochschule für Berg- und Forstingenieur.
- Ferguson, J. A. (März 1922). »Influence of Locust on the Growth of Catalpa«. In: *Journal of Forestry* 20.3, S. 318–319. ISSN: 0022-1201. DOI: 10.1093/jof/20.3.310.
- Fick, Stephen E. und Robert J. Hijmans (2017). »WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas«. In: *International Journal of Climatology* 37.12, S. 4302–4315. DOI: 10.1002/joc.5086.
- Fleischmann, Rudolf (Apr. 1933). »Beiträge zur Robinienzuchtung«. In: *Der Züchter* 5.4, S. 85–88. ISSN: 0514-0641. DOI: 10.1007/bf01812480.
- Földes, János (1903). »Az akác gyakorlati jelentősége«. In: *Erdészeti lapok* 4.42, S. 335–343.
- Führer, Ernő (2005). »Robinienwirtschaft in Ungarn, I. Die Robinie im praktischen Waldbau«. In: *Forst und Holz* 60.11, S. 464–466.
- Gaier, Christine, Christoph Ertle und Peter Spathelf (2009). »Voranbau von Laubholz auf Kippstandorten der Niederlausitz. Wuchsleistung, Qualität und Konkurrenzverhalten«. In: *AFZ-DerWald* 64, S. 226–228.
- Gams, Helmut (1924). »Leguminosae«. In: *Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band IV, 3. Teil, Dicotyledones (II. Teil)*. Hrsg. von Gustav Hegi. Lehmanns, S. 1390–1399.
- Ganai, Abdul Majeed, Hillal Ahmad, Sheikh Bilal Ahmad und Manzoor ur Rahman Mir (Jan. 2009). »Nutritional evaluation of Kikar (*Robinia pseudo acacia*) leaves in sheep«. In: *Indian J Animal Nutrition* 26, S. 341–344.
- Garman, W. H. und F. G. Merkle (Feb. 1938). »Effect of Locust Trees upon the Available Mineral Nutrients of the Soil1«. In: *Agronomy Journal* 30.2, S. 122–124. ISSN: 1435-0645. DOI: 10.2134/agronj1938.00021962003000020005x.
- Gaskill, Alfred (1906). »Growing Locust in Hungary«. In: *Forestry Quarterly* 4, S. 106–111.
- GBIF Secretariat (2025). *GBIF Backbone Taxonomy Accessed via <https://www.gbif.org/species/5352251> – Robinia pseudoacacia L.*, 2025-06-14. en. Creative Commons Attribution 4.0 International. DOI: 10.15468/390MEI. URL: <https://www.gbif.org/species/5352251>.
- Gemeinhardt, H. (1959). »Bodenmikrobiologische Beiträge zum Robinienproblem«. In: *Archiv für Forstwesen* 8.12, S. 1078–1116.
- Genys, John B. und Dan M. Harman (März 1990). »Racial Diversity of Black Locust in Growth Rate and in Susceptibility to the Locust Twig Borer«. In: *Northern Journal of Applied Forestry* 7.1, S. 38–43. ISSN: 0742-6348. DOI: 10.1093/njaf/7.1.38.
- Ginter, Zoé und Baptiste Hautdidier (Sep. 2022). »The 'gift of the new world': Retelling the trajectories of black Locust in France«. In: *Journal of Historical Geography* 78, S. 115–125. DOI: 10.1016/j.jhg.2022.06.001.
- Grosche, A., M. Hoops, G. F. Schusser und A. Uhlig (2008). »Robinien als Ursache für Vergiftungen beim Pferd«. In: *Tierärztliche Praxis Ausgabe K: Kleintiere / Heimtiere* 36.S 01, S54–S58. ISSN: 2567-5842. DOI: 10.1055/s-0038-1622722.
- Grünewald, Holger, Christian Böhm, Ansgar Quinkenstein, Philipp Grundmann, Jörg Eberts und Georg von Wühlisch (Aug. 2009). »Robinia pseudoacacia L.: A Lesser Known Tree Species for Biomass Production«. In: *BioEnergy Research* 2.3, S. 123–133. ISSN: 1939-1242. DOI: 10.1007/s12155-009-9038-x.
- Gunther, Robert Theodore (1922). *Early British botanists and their gardens, based on unpublished writings of Goodyer, Tradescant, and others*. Oxford, Printed by F. Hall for the author at the University Press, S. 450.
- Gürlevik, Nevzat und Yasin Karatepe (2016). »Long-term effects of afforestation on soil characteristics and net nitrogen mineralization in sandy soils«. In: *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* 133.3, S. 187–202.
- Guse, Thomas, Volker Schneck, Mirko Liesebach und Georg von Wuehlisch (2011). »Improving Growth Performance and Drought Tolerance of *Robinia pseudoacacia* L. – Analysis of Seedlings of European Progenies«. In: *Indian Journal of Ecology* 38.Special Issue, S. 95–98.
- Guse, Thomas, Volker Schneck, Georg von Wühlisch und Mirko Liesebach (2015). »Untersuchungen der Ertragsleistung und -stabilität bei Robinien-Jungpflanzen verschiedener Herkunft auf einem Standort im Land Brandenburg«. In: *FastWOOD II: Züchtung schnellwachsender Baumarten für die Produktion nachwachsender Rohstoffe im Kurzumtrieb – Erkenntnisse aus 6 Jahren FastWOOD*. Hrsg. von Mirko Liesebach. Bd. 26. Thünen Report. Braunschweig, Germany: Johann Heinrich von Thünen-Institut. ISBN: 978-3-86576-131-6. DOI: 10.3220/REP_26_2015.
- Gustafson, A. F. (März 1935). »Composition of Black Locust Leaf Mold and Leaves and Some Observations on the Effects of the Black Locust1«. In: *Agronomy Journal* 27.3, S. 237–239. ISSN: 1435-0645. DOI: 10.2134/agronj1935.00021962002700030010x.
- Halasz, Andras, Marta Bajnok, Agnes Suli, Edit Mikó und Schieszl Tamás (März 2021). »Importance of Black Locust (*Robinia pseudoacacia*) Foliage in the Extension of the Grazing Season and in the Reduction of Damages Caused by Climate Change (a Review)«. In: *Journal of Rangeland Science* 11, S. 119–124.
- Hall, Ralph C. (Aug. 1937). »Growth and Yield in Shipmast Locust on Long Island and Its Relative Resistance to Locust Borer Injury«. In: *Journal of Forestry* 35.8, S. 721–727. ISSN: 0022-1201. DOI: 10.1093/jof/35.8.721.
- Hanzelka, Jan und Jiri Reif (Jan. 2015). »Relativní míra predace umělých hnízd v invazních akátových a přírodě blízkých dubových porostech; Relative predation rate of artificial nests in the invasive black locust and semi-natural oak stands«. In: *Sylvia* 51, S. 63–73.
- Hartig, Georg Ludwig (1798). *Beweis, daß durch die Anzucht der weißblühenden Acacie schon wirklich entstandenem oder nahe bevorstehendem Brennholz-mangel nicht abgeholfen werden kann. Nebst einem Vorschlag auf welche Art dieser große Zweck viel sicherer zu erreichen seyn möchte*.
- Hausmann, Sebastian L., Jana S. Petermann und Jens Rolff (2016). »Wild bees as pollinators of city trees«. In: *Insect Conservation and Diversity* 9.2, S. 97–107. DOI: 10.1111/icad.12145.

- Heinze, Berthold, Michael Mengl und Renate Slunsky (11. Nov. 2014). *Robinienbestand Oberwinden – genetische Untersuchung*. Präsentation, Robinienveranstaltung Landwirtschaftskammer Niederösterreich, St. Pölten.
- Hicks, John S. (Juli 1883). »The Black and Yellow Locust«. In: *The American Journal of Forestry*, S. 465–469.
- Hirt, Ray R. (Jan. 1938). »A Progress Report on Laboratory Tests of the Relative Durability of Different Varieties of Black Locust Subjected to Certain Wood Decay Fungi«. In: *Journal of Forestry* 36.1, S. 53–55. ISSN: 0022-1201. DOI: 10.1093/jof/36.1.53.
- Hofmann, Franz W. (1851). »Die Cultur baumloser Ebenen und Berge«. In: *Allgemeine Land- und Forstwirthschaftliche Zeitung* 8. Wien, 23. August: kais. kön. Landwirthschafts-Gesellschaft, Jos. Arenstein, S. 57–59.
- (1861). »Die Waldbaum-Cultur im Marchfelde«. In: *Allgemeine Land- und Forstwirthschaftliche Zeitung* 27. Wien: Gerold, k. k. Landwirthschafts-Gesellschaft, Joseph Arenstein, S. 833–835.
- Hofmann, Martin, Helmut Grotehusmann und Volker Schneck (2020). »Robinie - eine Option für den Klimawandel? - Erste Ergebnisse einer Klonprüfung«. de. In: 6. Tagung der Sektion Forstgenetik/Forstpflanzenzüchtung ; Dresden, Deutschland ; 2019.09.16–18. Hrsg. von Mirko Liesebach. Bd. 76. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, S. 211–221. ISBN: 978-3-86576-209-2. DOI: 10.3220/REP15846253600000.
- Hopp, H. (1941a). *Methods of Distinguishing Between the Shipmast and Common Forms of Black Locust on Long Island*, N.Y. Technical bulletin (United States. Department of Agriculture). U.S. Department of Agriculture.
- Hopp, Henry (Jan. 1941b). »Growth-Form Variation in Black Locust and Its Importance in Farm Planting«. In: *Journal of Forestry* 39.1, S. 40–46. ISSN: 0022-1201. DOI: 10.1093/jof/39.1.40.
- Hopp, Henry und Samuel Grober (1947). »Effect of Site on Growth of Shipmast Locust«. In: *Journal of Agricultural Research* 74, S. 315.
- Huber, Christian (Dez. 2018). »Evaluierung von Kurzumtriebsplantagen in Niederösterreich – 10 Jahre nach Anlage und Bewirtschaftung«. Masterarbeit. Wien: Universität für Bodenkultur Wien.
- Hühn, M. (März 1986). »Theoretical studies on the necessary number of components in mixtures: 3. Number of components and risk considerations«. In: *Theoretical and Applied Genetics* 72.2, S. 211–218. ISSN: 1432-2242. DOI: 10.1007/bf00266994.
- Iby, Hubert (1998). »Erfahrungen mit Robinie im pannonischen Gebiet«. In: *Forstzeitung* 109.5, S. 6–7.
- International Tropical Timber Organization (2024). *Biennial Review and Assessment of the World Timber Situation 2023–2024*. Techn. Ber. Prepared by the Division of Trade and Industry, ITTO. Yokohama, Japan: International Tropical Timber Organization.
- Iski, R, T Major, A T Kiss und I Czupy (Juli 2019). »The examination of coppice black locust assortment composition«. In: *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 307.1, S. 012002. ISSN: 1755-1315. DOI: 10.1088/1755-1315/307/1/012002.
- Jacquín, Joseph Franz von (1825). *Der Universitäts-Garten in Wien*. Carl Gerold.
- Jagr, Franz (1949). »Wiener Naturdenkmäler«. In: *Natur und Land*, S. 130–132.
- Jessup, Leen (16. Juli 1791). »A Plan for growing Locust Trees, etc. for the Use of the Royal Navy«. In: *Gentleman's Magazine* 61.2, S. 699–700.
- Jester, Joseph R. und Paul J. Kramer (Okt. 1939). »The Effect of Length of Day on the Height Growth of Certain Forest Tree Seedlings«. In: *Journal of Forestry* 37.10, S. 796–803. ISSN: 0022-1201. DOI: 10.1093/jof/37.10.796.
- Jung, Koo, Yoshiharu Fujii, Shinji Yoshizaki und Hiromi Kobori (Okt. 2010). »Evaluation of total allelopathic activity of heartseed walnut (*Juglans ailanthifolia* Carr.) and its potential to control black locust (*Robinia pseudo-acacia* L.)«. In: *Allelopathy Journal* 26, S. 243–254.
- Kallina, Károly (1888). »Az akác a tölgycsemeték szolgálatában«. In: *Erdészeti lapok* 8.27, S. 681–685.
- Kanzler, Michael, Christian Böhm und Dirk Freese (2021). »The development of soil organic carbon under young black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) trees at a post-mining landscape in eastern Germany«. In: *New Forests* 52.1, S. 47–68. ISSN: 1573-5095. DOI: 10.1007/s11056-020-09779-1.
- Kapusi, Imre (1995). »Ültessünk akácfát«. In: *Erdészeti lapok* 10.130, S. 314–315.
- Kastler, Bernadette (2013). »Einfluss von "Robinia pseudoacacia" auf die Bodenvegetation und die Nährstoffverhältnisse im Nationalpark Donau-Auen«. de. In: DOI: 10.25365/THESIS.28180.
- Kellogg, L. F. (Okt. 1934). *Failure of Black Lucust – Coniferous Mixtures in the Central States*. Techn. Ber. 15. Central States Forest Experiment Station.
- Keresztesi, Béla (1974). »Erdőgazdaságunk Fejlesztésének Néhány Kérdése«. In: *Agrártudományi Közlemények* 33.2–4, S. 285–301.
- (1983). »Breeding and cultivation of black locust, *Robinia pseudoacacia*, in Hungary«. In: *Forest Ecology and Management* 6.3. Forest Genetics and Intensive Forest Management, S. 217–244. ISSN: 0378-1127. DOI: 10.1016/S0378-1127(83)80004-8.
- (1988). »Black Locust: The Tree of Agriculture«. In: *Outlook on Agriculture* 17.2, S. 77–85. DOI: 10.1177/003072708801700207.
- Keserű, Zsolt, Attila Borovics, Tamás Ábri, Károly Rédei, Il Hwan Lee und Hyemin Lim (Jan. 2021). »Growing of Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.) Candidate Cultivars on Arid Sandy Site«. In: *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica* 17.1, S. 51–61. DOI: 10.37045/aslh-2021-0004.
- Köhler, Alexander (1963). »Zum pflanzengeographischen Verhalten der Robinie in Deutschland«. In: *Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwestdeutschland* 22.1, S. 3–18.
- Kolbe, Hartmut (2008). *Verfahren zur Berechnung der N-Bindung von Leguminosen im Ökolandbau*.
- Kolesnikov, Venedikt Andreevich (1971). *The Root System of Fruit Plants*. MIR Publishers Moscow.
- Kondor, Vilmos (1908). »Az akác gyakorlati jelentősége«. Ungarisch. In: *Erdészeti Lapok* 3.47, S. 113–127.
- Kopecky, Ferenc (1965). »Az akác nemesítése«. In: *Akáctermesztés Magyarországon*. Hrsg. von Béla Keresztesi. Budapest: Akadémiai Kiadó, S. 665.
- Kou, Meng, Patricio Garcia-Fayos, Shu Hu und Juying Jiao (2016). »The effect of Robinia pseudoacacia afforestation

- on soil and vegetation properties in the Loess Plateau (China): A chronosequence approach«. In: *Forest Ecology and Management* 375, S. 146–158. ISSN: 0378-1127. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.05.025>.
- Kowarik, Ingo (Jan. 1990). »Zur Einführung und Ausbreitung der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) in Brandenburg und zur Gehölzsukzession ruderaler Robinienbestände in Berlin«. In: *Verhandlungen des Berliner Botanischen Vereins* 8.1, S. 33–67.
- (Jan. 1996). »Funktionen klonalen Wachstums von Bäumen bei der Brachflächen-Sukzession unter besonderer Beachtung von *Robinia pseudoacacia*«. In: *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 26.1, S. 173–181.
- Krauß, Herbert (1986). *Der Sauener Wald. Das große ökologische Experiment des Chirurgen August Bier nach 70 Jahren*. Basel: Springer.
- Kroftová, Magdalena und Jiří Reif (2017). »Management implications of bird responses to variation in non-native/native tree ratios within central European forest stands«. In: *Forest Ecology and Management* 391, S. 330–337. ISSN: 0378-1127. DOI: [10.1016/j.foreco.2017.02.034](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.034).
- Landeck, Ingmar, Christian Hildmann, Stefan Irrgang, Jan-Christoph Gloger, Ralf Kätzel und Olaf Rüffer (Dez. 2022). *InvaRo – Bewertung des Invasivitätspotenzials der Robinie (*Robinia pseudoacacia*) in Brandenburg, Schlussbericht, FIB Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V.* S. 186. DOI: [10.2314/KXP:1879813734](https://doi.org/10.2314/KXP:1879813734).
- Landgraf, Dirk und Christian Böhm (2024a). »Die Robinie: eine Zukunftsbaumart für Deutschland? – Teil I: Standort«. In: *AFZ – Der Wald* 3.3, S. 24–28.
- (2024b). »Die Robinie: eine Zukunftsbaumart für Deutschland? – Teil II: Eigenschaften«. In: *AFZ – Der Wald* 14.14, S. 41–44.
- Landgraf, Dirk, Pablo Booz und Christian Steinke (2014). »Immenser Schaden durch Wildverbiss – In Brandenburg wurden erstmals Verbissschäden in Robinien-KUP beziffert«. In: *Energie aus Pflanzen* 6.6, S. 48–50.
- Lange, Christian A., Dirk Knoche, Robin Hanschke, Sonja Löffler und Volker Schneck (2022). »Physiological Performance and Biomass Growth of Different Black Locust Origins Growing on a Post-Mining Reclamation Site in Eastern Germany«. In: *Forests* 13.2, S. 315. ISSN: 1999-4907. DOI: [10.3390/f13020315](https://doi.org/10.3390/f13020315).
- Lange, Christian A., Dirk Knoche, Volker Schneck und Annette Anders (2021). »Die Robinie - Anbauversuch unter schwierigen Bedingungen«. de. In: *AFZ, der Wald: allgemeine Forstzeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge* 76.2, S. 24–29. ISSN: 1430-2713.
- Langmaier, Magdalena und Katharina Lapin (2020). »A Systematic Review of the Impact of Invasive Alien Plants on Forest Regeneration in European Temperate Forests«. In: *Frontiers in Plant Science* 11. ISSN: 1664-462X. DOI: [10.3389/fpls.2020.524969](https://doi.org/10.3389/fpls.2020.524969).
- Larcher, Walter (2001). *Ökophysiologie der Pflanzen*. Eugen Ulmer Stuttgart.
- Larsen, J. A. (Juni 1935). »Natural Spreading of Planted Black Locust in Southeastern Ohio«. In: *Journal of Forestry* 33.6, S. 616–619. ISSN: 0022-1201. DOI: [10.1093/jof/33.6.616](https://doi.org/10.1093/jof/33.6.616).
- Lazzaro, Lorenzo, Giuseppe Mazza, Giada d’Errico, Arturo Fabiani, Claudia Giuliani, Alberto F. Inghilesi, Alessandra Lagomarsino, Silvia Landi, Lorenzo Lastrucci, Roberta Pastorelli, Pio Federico Roversi, Giulia Torrini, Elena Tricarico und Bruno Foggi (Mai 2018). »How ecosystems change following invasion by *Robinia pseudoacacia*: Insights from soil chemical properties and soil microbial, nematode, microarthropod and plant communities«. In: *Science of The Total Environment* 622–623, S. 1509–1518. ISSN: 0048-9697. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.10.017](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.017).
- Lee, Chang-Seok, Hyun-Je Cho und Hoonbok Yi (2004). »Stand dynamics of introduced black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) plantation under different disturbance regimes in Korea«. In: *Forest Ecology and Management* 189.1, S. 281–293. ISSN: 0378-1127. DOI: [10.1016/j.foreco.2003.08.012](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.08.012).
- Lee, Kyung Joon, Jae Hyung Sohn, K. Redei und Hye Young Yun (Mai 2007). »Selection of early and late flowering *Robinia pseudoacacia* from domesticated and introduced cultivars in Korea and prediction of flowering period by accumulated temperature«. In: *Journal of Korean Society of Forest Science, Korean Society of Forest Science* 96.2, S. 170–177.
- Lee, Yong Chul, Jong Min Nam und Jae Geun Kim (Nov. 2010). »The influence of black locust (*Robinia pseudoacacia*) flower and leaf fall on soil phosphate«. In: *Plant and Soil* 341.1–2, S. 269–277. ISSN: 1573-5036. DOI: [10.1007/s11104-010-0642-5](https://doi.org/10.1007/s11104-010-0642-5).
- Leopold, Donald J., James W. Hardin und Fred M. White (2000). *Harlow and Harrar’s Textbook of Dendrology*. 9. Aufl. New York: McGraw-Hill.
- Liesebach, Heike und Gisela Naujoks (2012). »Klonidentifizierung bei Zuchtmaterial der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) mit nuklearen Mikrosatellitenmarkern«. In: *Züchtung und Ertragsleistung schnellwachsender Baumarten im Kurzumtrieb – Erkenntnisse aus drei Jahren FastWOOD, ProLoc und Weidenzüchtung, Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt*. Bd. 8. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, S. 267–274.
- Liesebach, Heike und Volker Schneck (2011). »Einfluss der waldbaulichen Behandlung von Robinienbeständen (*Robinia pseudoacacia* L.) auf die genetische Struktur der Nachkommenschaften: ein Vergleich Deutschland – Ungarn«. In: *Forstarchiv* 82, S. 120–124. ISSN: 0300-4112. DOI: [10.4432/0300-4112-82-120](https://doi.org/10.4432/0300-4112-82-120).
- Liesebach, Mirko und Eike Jörn Jablonski (2021). »Die Sorten der Robinien (*Robinia* L.)«. de. In: *Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft* 106, S. 63–92. ISSN: 0070-3958.
- Limstrom, G. A. und G. H. Deitschman (Nov. 1951). *Reclaiming Illinois strip coal lands by forest planting*. Techn. Ber. 547. Agricultural Experiment Station, University of Illinois.
- Limstrom, Gustaf A. und Robert W. Merz (1949). *Rehabilitation of Lands Stripped for Coal in Ohio*. Techn. Ber. Central States Forest Experiment Station Technical Paper No. 113. Columbus, OH: The Ohio Reclamation Association under a cooperative arrangement with the Forest Service, U. S. Department of Agriculture, S. 41.
- Lindroth, Anders, Theo Verwijst und Sven Halldin (1994). »Water-use efficiency of willow: Variation with season, humidity and biomass allocation«. In: *Journal of Hydrology* 156.1, S. 1–19. ISSN: 0022-1694. DOI: [10.1016/0022-1694\(94\)90068-X](https://doi.org/10.1016/0022-1694(94)90068-X).

- Little, Elbert L. Jr. (1971). *Atlas of United States trees. Volume 1. Conifers and important hardwoods*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Publ. 1146, Washington, DC.
- Löffler, Sonja, Christian Lange und Ralf Kätzel (2017). *Der kleine Unterschied macht's – Klonprüfung zur Trockenstresstoleranz von Robinien (Ergebnisse des FNR-Projektes – FastWOOD 3)*. Bd. 64. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe. Im Auftrag: Drittmittelforschung am Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE). Herausgeber: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg. Eberswalde: Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde.
- Loudon, John Claudius (1838). *Arboretum et fruticetum britannicum, or : The trees and shrubs of Britain, native and foreign, hardy and half-hardy, pictorially and botanically delineated, and scientifically and popularly described*. Bd. v.1. Longman.
- Lubimenko, W. (1906). »Variations de l'assimilation chlorophyllienne avec la lumière et la température«. In: *Comptes rendus de l'Académie des sciences* 143. Séance du 22 octobre 1906, S. 609–611.
- Lyr, Horst und Günter Hoffmann (1967). »Growth Rates and Growth Periodicity of Tree Roots«. In: *International Review of Forestry Research*. Hrsg. von John A. Romberger und Peitsa Mikola. Bd. 2. Elsevier, S. 181–236. DOI: 10.1016/B978-1-4831-9976-4.50011-X.
- Lyr, Horst, Günter Hoffmann und Klaus Dohse (1963). »Über den Einfluß unterschiedlicher Beschattung auf die Stoffproduktion von Jungpflanzen einiger Waldbäume: 1. Mitteilung«. In: *Flora oder Allgemeine Botanische Zeitung* 153.2, S. 291–311. ISSN: 0367-1615. DOI: 10.1016/S0367-1615(17)33304-9.
- Lyr, Horst, Günter Hoffmann und Werner Engel (1964). »Über den Einfluß unterschiedlicher Beschattung auf die Stoffproduktion von Jungpflanzen einiger Waldbäume: II. Mitteilung«. In: *Flora oder Allgemeine Botanische Zeitung* 155.2, S. 305–330. ISSN: 0367-1615. DOI: 10.1016/S0367-1615(17)33362-1.
- Mantovani, Dario, Maik Veste und Dirk Freese (Dez. 2014a). »Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) ecophysiological and morphological adaptations to drought and their consequence on biomass production and water-use efficiency«. In: *New Zealand Journal of Forestry Science* 44.1. ISSN: 1179-5395. DOI: 10.1186/s40490-014-0029-0.
- (2014b). »Effects of Drought Frequency on Growth Performance and Transpiration of Young Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.)«. In: *International Journal of Forestry Research* 2014, S. 1–11. ISSN: 1687-9376. DOI: 10.1155/2014/821891.
- Mapelli, S. und M. E. Malvolti (2019). »Effects of drought stress on physiological and biochemical adaptation responses in young Black Locust *Robinia pseudoacacia* L. Clones«. In: *Sibirisches Waldjournal* 3, S. 41–51. ISSN: 2311-1410. DOI: 10.15372/sjfs20190306.
- Maringer, Janet, Thomas Wohlgemuth, Christophe Neff, Gianni Boris Pezzatti und Marco Conedera (2012). »Post-fire spread of alien plant species in a mixed broad-leaved forest of the Insubric region«. In: *Flora – Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 207.1, S. 19–29. ISSN: 0367-2530. DOI: 10.1016/j.flora.2011.07.016.
- Marron, Nicolas, Cécilia Gana, Dominique Gérant, Pascale Maillard, Pierrick Priault und Daniel Epron (2018). »Estimating symbiotic N₂ fixation in *Robinia pseudoacacia*«. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 181.2, S. 296–304. DOI: 10.1002/jpln.201700503.
- Mauri, Achille, Marco Girardello, Giovanni Strona, Pieter S. A. Beck, Giovanni Forzieri, Giovanni Caudullo, Federica Manca und Alessandro Cescatti (Feb. 2022). »EU-Trees4F, a dataset on the future distribution of European tree species«. In: *Scientific Data* 9.1, Article number not specified. ISSN: 2052-4463. DOI: 10.1038/s41597-022-01128-5.
- McAlister, R. H. (Jan. 1971). *Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.)*. American Woods–FS–244. U.S. Department of Agriculture, Forest Service.
- McIntyre, Arthur C. und C. D. Jeffries (Jan. 1932). »The Effect of Black Locust on Soil Nitrogen and Growth of Catalpa«. In: *Journal of Forestry* 30.1, S. 22–28. ISSN: 0022-1201. DOI: 10.1093/jof/30.1.22.
- Mebrahtu, T. und J. W. Hanover (1989). »Heritability and expected Gain Estimates for Traits of Black Locust in Michigan«. In: *Silvae Genetica* 38.3–4, S. 125–130.
- Medicus, Friedrich Casimir, Hrsg. (1794). *Unächter Acacien-Baum. Zur Ermunterung des allgemeinen Anbaus dieser in ihrer Art einzigen Holzart*. Erschienen in mehreren Teilen bis 1803. Leipzig: Heinrich Gräff.
- Meginnis, H. G. (Mai 1934). »The Effect of Cultivating Young Black Locust«. In: *Journal of Forestry* 32.5, S. 569–571. ISSN: 0022-1201. DOI: 10.1093/jof/32.5.569.
- (Jan. 1940). »Effect of Top Pruning on Survival and Early Growth of Black Locust«. In: *Journal of Forestry* 38.1, S. 30–36. ISSN: 0022-1201. DOI: 10.1093/jof/38.1.30.
- Michaux, François-André (1813). *Histoire des arbres forestiers de l'Amérique septentrionale, considérés principalement sous les rapports de leur usages dans les arts et de leur introduction dans le commerce*. Bd. 3. Paris, L. Haussmann, S. 546.
- Mihályi, Zoltán (Nov. 1937). »Egy figyelemreméltó akác-válfaj, Eine bemerkenswerte Akazienrasse«. In: *Erdészeti Lapok* 11.76, S. 850–862.
- Minckler, Leon S. (Juni 1948). *Shipmast vs. common black locust in southern Illinois*. Techn. Ber. 45. Central States Forest Experiment Station: United States Forest Service, Station notes.
- Morimoto, Junko, Ryo Kominami und Takayoshi Koike (Dez. 2009). »Distribution and characteristics of the soil seed bank of the black locust (*Robinia pseudoacacia*) in a headwater basin in northern Japan«. In: *Landscape and Ecological Engineering* 6.2, S. 193–199. ISSN: 1860-188X. DOI: 10.1007/s11355-009-0096-1.
- Moshki, Alireza und Norbert P. Lamersdorf (Okt. 2011). »Symbiotic nitrogen fixation in black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) seedlings from four seed sources«. In: *Journal of Forestry Research* 22.4, S. 689–692. ISSN: 1993-0607. DOI: 10.1007/s11676-011-0212-6.
- Motta, Renzo, Paola Nola und Roberta Berretti (Jan. 2009). »The Rise and Fall of the Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in the "Siro Negri" Forest Reserve (Lombardy, Italy): Lessons Learned and Future Uncertainties«. In: *Annals of Forest Science* 66.4, S. 410–410. ISSN: 1297-966X. DOI: 10.1051/forest/2009012.
- Müller, Ferdinand (1990). »Die Robinie«. In: *Österreichische Forstzeitung* 5, S. 22–24.

- Müller, Ferdinand (1991). »Die Robinie«. In: *Österreichische Forstzeitung* 11, S. 31–34.
- Naujoks, Gisela, Volker Schneck, Imke Hutter und Carolin Grotkass (2005). »Die Mikrovermehrung ausgelesener Elite-Robinienklone – eine Chance für erfolgreichen Robinienanbau«. In: *Forst und Holz* 60.11, S. 458–460.
- Němec, Antonín und Karel Kvapil (1925). »Studien über einige physikalische Eigenschaften der Waldböden und ihre Beziehungen zur Bodenazidität«. In: *Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen*, S. 540–567.
- Németh, Jenő, Kálmán Pogrányi, Sándor Horváth und Márton Németh (2022). *The preservation of natural forests through the establishment of industrial wood production plantations via the new, fast growing Robinia pseudoacacia 'Turbo Obelisk' varieties and new cultivation technologies*. Techn. Ber. XV World Forestry Congress.
- Nicolescu, Valeriu-Norocel, Cornelia Buzatu-Goanță, Debbie Bartlett und Nicolae Iacob (Aug. 2019). »Regeneration and Early Tending of Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.) Stands in the North-West of Romania«. In: *South-east European forestry* 10.2, S. 97–105. ISSN: 1847-6481. DOI: 10.15177/see-for.19-14.
- Niederösterreichische Landesregierung (2005). *NÖ Artenschutzverordnung*.
- Niederösterreichischer Landtag (2000). *NÖ Naturschutzgesetz 2000 (NÖ NSchG 2000)*.
- Noh, Nam Jin, Yowhan Son, Jin Woo Koo, Kyung Won Seo, Rae Hyun Kim, Yoon Young Lee und Kyung Seun Yoo (Dez. 2009). »Comparison of Nitrogen Fixation for North- and South-facing *Robinia pseudoacacia* Stands in Central Korea«. In: *Journal of Plant Biology* 53.1, S. 61–69. ISSN: 1867-0725. DOI: 10.1007/s12374-009-9088-9.
- Ombódi, Attila, Andrea Csorbainé Gógán, Kálmán Pogrányi und Katalin Posta (Juli 2022). »Effect of Different Irrigation Regimes on the Early Development of Pot-Grown Black Locust Saplings«. In: *COLUMELLA – Journal of Agricultural and Environmental Sciences* 9.1, S. 43–55. DOI: 10.18380/SZIE.COLUM.2022.9.1.43.
- Österreichische Bundesforste (2019). *Aliens aus dem Garten*, 3. Auflage.
- Pakull, Birte, Volker Schneck und Heike Liesebach (Sep. 2024). »Clonality in black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) and implications for seed production«. In: *Annals of Forest Science* 81.1. ISSN: 1297-966X. DOI: 10.1186/s13595-024-01257-4.
- Papachristou, Thomas (Mai 1999). »Assessing the value of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) browse for animal feeding«. In: *Grasslands and Woody Plants in Europe. International Symposium*. European Grassland Federation, S. 99–103.
- Papaioannou, A., T. Chatzistathis, E. Papaioannou und G. Papadopoulos (2016). »*Robinia pseudoacacia* as a valuable invasive species for the restoration of degraded croplands«. In: *CATENA* 137, S. 310–317. ISSN: 0341-8162. DOI: 10.1016/j.catena.2015.09.019.
- Parkinson, John (1640). *Theatrum Botanicum: The Theater of Plants : Or An Universal and Compleate Herball*. Tho. Cotes.
- Penschuck, H. (1931). »Über den Einfluß verschiedener Holzarten auf einzelne physikalische Eigenschaften leichter Waldböden«. In: *Mitteilungen aus Forstwirtschaft und Forstwissenschaft*, S. 365–421.
- Petrášová, Mária, Ivan Jarolímek und Jana Medvecká (2013). »Neophytes in Pannonian hardwood floodplain forests – History, present situation and trends«. In: *Forest Ecology and Management* 308, S. 31–39. ISSN: 0378-1127. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.07.041.
- Pfeil, W. (1829). *Das forstliche Verhalten der deutschen Waldbäume und ihre Erziehung*. J. W. Boike.
- (1850). »Zur Beantwortung der Frage: . . . welches ist die beste Art der Kultur der Akazie . . .«. In: *Kritische Blätter für Forst- und Jagdwissenschaft, in Verbindung mit mehreren Forstmännern und Gelehrten* 1.29, S. 193–203.
- (1860). *Die deutsche Holzzucht*. Baumgärtner's Buchhandlung.
- Phillips, J. E. (Jan. 1941). »Effect of Day Length on Dormancy in Tree Seedlings«. In: *Journal of Forestry* 39.1, S. 55–59. ISSN: 0022-1201. DOI: 10.1093/jof/39.1.55.
- Quatrefages, A. de (1861). »Histoire Naturelle de L'Homme Unité de L'Espèce Humaine. II. L'Espèce. la Variété. la Race«. In: *Revue des Deux Mondes* 31.1, S. 155–175.
- Raber, Oran (1936). *Shipmast Locust: A Valuable Undescribed Variety of Robinia Pseudoacacia*. Circular. U.S. Department of Agriculture.
- (Nov. 1938). »The History of Shipmast Locust«. In: *Journal of Forestry* 36.11, S. 1116–1119. ISSN: 0022-1201. DOI: 10.1093/jof/36.11.1116.
- Radtke, A., S. Ambraß, S. Zerbe, G. Tonon, V. Fontana und C. Ammer (2013). »Traditional coppice forest management drives the invasion of *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia* into deciduous forests«. In: *Forest Ecology and Management* 291, S. 308–317. ISSN: 0378-1127. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.11.022.
- Rahmonov, Oimahmad (2009). »The chemical composition of plant litter of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) and its ecological role in sandy ecosystems«. In: *Acta Ecologica Sinica* 29.4, S. 237–243. ISSN: 1872-2032. DOI: 10.1016/j.chnaes.2009.08.006.
- Ramann, E. (1898). »Der Einfluß verschiedener Bodendecken auf die physikalischen Eigenschaften der Böden«. In: *Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen*, S. 451–483.
- Rannert, Herbert (1979). »Über den Anbau fremdländischer Baumarten in Österreich – Von Cieslars ersten Anbauversuchen bis zum derzeitigen Stand«. In: *Centralblatt für das gesamte Forstwesen*.
- Raper, Steven M., Klaus Steinbeck, Ian S. Moss und David Whitehead (1992). »Water use efficiency and transpiration of *Robinia*, *Liquidambar*, and *Platanus* sprouts in the southeastern USA«. In: *Forest Ecology and Management* 51.4, S. 259–268. ISSN: 0378-1127. DOI: [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(92\)90327-6](https://doi.org/10.1016/0378-1127(92)90327-6).
- Raspe, Stephan, Hans-Peter Dietrich, Desirée Köhler, Alfred Schubert und Joachim Stiegler (2018). »Stickstoff im Überfluss, Waldböden in Bayern reichern Stickstoff weiter an«. In: *LWF aktuell* 2, S. 21–24.
- Réaumur, René-Antoine Ferchault de (1721). »Réflexions sur l'état des Bois du Royaume; Et sur les Précautions qu'on pourrait prendre pour en empêcher le dépérissement, & les mettre en valeur«. In: *Mémoires de l'Académie royale des sciences*, S. 284–301.
- Rédei, K., Z. Osváth-Bujtás und Zs. Keserű (Sep. 2007). »Clonal selection of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in Hungary:

- a review«. In: *International Journal of Horticultural Science* 13.3, S. 153–156. DOI: 10.31421/IJHS/13/3/763.
- Rédei, Károly, Imre Csiha, Zsolt Keserű und János Gál (Dez. 2012). »Influence of Regeneration Method on the Yield and Stem Quality of Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.) Stands: a Case Study«. In: *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 8.1, S. 103–111. ISSN: 1787-064X. DOI: 10.2478/v10303-012-0008-1.
- Rédei, Károly, Imre Csiha, Zsolt Keserű, Ágnes Kamandiné Végh und Judit Győri (Dez. 2011). »The Silviculture of Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in Hungary: a Review«. In: *South-east European forestry* 2.2, S. 101–107. ISSN: 1847-6481. DOI: 10.15177/see-for.11-11.
- Rédei, Károly, Zsolt Keserű, István Bach, János Rásó, Tamás Ábri, Fruzsina Szabó und János Gál (Jan. 2020). »Management of *Robinia pseudoacacia* cv. 'Üllői' – 'Üllői' locust«. In: *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica* 16.1, S. 9–18. DOI: 10.37045/aslh-2020-0001.
- Rédei, Károly, Zsolt Keserű, Imre Csiha, János Rásó, Beatrix Bakti und Marianna Takács (Juni 2018). »Improvement of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) growing under marginal site conditions in Hungary: case studies«. In: *Acta Agraria Debreceniensis* 74, S. 129–133. DOI: 10.34101/actaagrar/74/1677.
- Rédei, Károly und Zoltán Osváth-Bujtás (2005). »Robinienwirtschaft in Ungarn, II. Züchtung und Vermehrung der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.)«. In: *Forst und Holz* 60.11, S. 466–468.
- Rédei, Károly, Zoltán Osváth-Bujtás und Ildikó Balla (Dez. 2001). »Propagation methods for black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) improvement in Hungary«. In: *Journal of Forestry Research* 12.4, S. 215–219. ISSN: 1993-0607. DOI: 10.1007/bf02856710.
- Rédei, Károly, Zoltán Osváth-Bujtás und Irina Veperdi (Jan. 2008). »Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.) Improvement in Hungary: a Review«. In: *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica* 4.1, S. 127–132. DOI: 10.37045/aslh-2008-0011.
- Rédei, Károly und Irina Veperdi (2005). »Robinienwirtschaft in Ungarn, III. Robinienenergieholzplantagen«. In: *Forst und Holz* 60.11, S. 468–469.
- Rédei, Károly, Irina Veperdi und Henrik Meilby (Jan. 2006). »Stand structure and growth of mixed white poplar (*Populus alba* L.) and black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) plantations in Hungary«. In: *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica* 2.1, S. 23–32. DOI: 10.37045/aslh-2006-0002.
- Resh, Sigrid C., Dan Binkley und John A. Parrotta (Apr. 2002). »Greater Soil Carbon Sequestration under Nitrogen-fixing Trees Compared with Eucalyptus Species«. In: *Ecosystems* 5.3, S. 217–231. ISSN: 1432-9840. DOI: 10.1007/s10021-001-0067-3.
- Roach, Benjamin A. (1958). *Silvical Characteristics of Black Locust*. Central States Forest Experiment Station, U. S. Dept. of Agriculture, Forest Service.
- Roberts, E. G. (Juli 1939). »Soil Depth and Height Growth of Black Locust«. In: *Journal of Forestry* 37.7, S. 583–584. ISSN: 0022-1201. DOI: 10.1093/jof/37.7.577.
- Rosenkranz, Friedrich (1953a). »Erinnerungen von der Perchtoldsdorfer Heide«. In: *Natur und Land*, S. 56–58.
- (1953b). »Vom Naturschutzgebiet Perchtoldsdorfer Heide«. In: *Natur und Land*, S. 64–65.
- Santamour, Frank S. (1960). *Performance of Five Selected Black Locust Clones at the Morris Arboretum*. Techn. Ber. 4. Morris Arboretum, S. 67–70.
- (1970). »Creating a Seed Orchard for Superior Black Locust«. In: *The American Horticultural Magazine* 49.2, Spring, S. 64–66.
- Sàri, Zsolt (2005). »Robinienwirtschaft in Ungarn, IV. Die Robinie auf dem ungarischen Holzmarkt«. In: *Forst und Holz* 60.11, S. 470–471.
- Scamoni, Alexis (1952). »Über das Wurzelsystem bei älteren Robinien«. In: *Die Robinie (falsche Akazie) und ihr Holz*. Hrsg. von Kurt Göhre. Deutscher Bauernverlag.
- Scheffer, Theodore C. und Henry Hopp (Aug. 1949). *Decay Resistance of Black Locust Heartwood*. Techn. Ber. Technical Bulletin No. 984. Division of Forestry Pathology, Bureau of Plant Industry, Soils, and Agricultural Engineering, Agricultural Research Administration; Hillculture Section, Soil Conservation Service. Washington, D.C.: United States Department of Agriculture.
- Schildknecht, Hermann (1984). »Turgorins—new chemical messengers for plant behaviour«. In: *Endeavour* 8.3, S. 113–117. ISSN: 0160-9327. DOI: 10.1016/0160-9327(84)90003-6.
- Schneider, Jürgen (1998). *Kartierung der nassen Deposition in Österreich, BE-104*. Techn. Ber. Umweltbundesamt.
- Schröck, Otto (Sep. 1953). »Beitrag zur Züchtung der Robinie (*Robinia pseudoacacia*)«. In: *Der Züchter* 23.9, S. 266–272. ISSN: 0514-0641. DOI: 10.1007/bf00775682.
- Schüler, Silvio, Lambert Weißenbacher und Karl Sieber (2006). »Auf die Sorte kommt es an«. In: *Forstzeitung* 8, S. 8–9.
- Schütt, Peter und Ulla M. Lang (2014). »*Alnus incana*«. In: *Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie*. John Wiley & Sons, Ltd, S. 1–10. ISBN: 9783527678518. DOI: 10.1002/9783527678518.ehg1999041.
- Schwappach, A. F. (1901). *Die Ergebnisse der in den preußischen Staatsforsten ausgeführten Anbauversuche mit fremdländischen Holzarten*. J. Springer.
- Sebert-Cuvillier, Emmanuelle, Frédéric Paccaut, Olivier Chabrierie, Patrick Endels, Olivier Goubet und Guillaume Decocq (2007). »Local population dynamics of an invasive tree species with a complex life-history cycle: A stochastic matrix model«. In: *Ecological Modelling* 201.2, S. 127–143. ISSN: 0304-3800. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2006.09.005.
- Singh, P., L. C. Chaudhary, A. K. Verma und N. N. Pathak (Juli 2010). »Nutritive value of robinia (*Robinia pseudoacacia*) leaves in growing Soviet Chinchilla rabbits«. In: *World Rabbit Science* 5.4, S. 135–137. DOI: 10.4995/wrs.1997.332.
- Sitzia, Tommaso, Thomas Campagnaro, Matteo Dainese und Arne Cierjacks (2012). »Plant species diversity in alien black locust stands: A paired comparison with native stands across a north-Mediterranean range expansion«. In: *Forest Ecology and Management* 285, S. 85–91. ISSN: 0378-1127. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.08.016.
- Skowronek, Sandra (2020). »Die Robinie als invasive Problemmart im Naturschutz. Beiträge zur Robinie«. In: *LWF Wissen* 84, S. 51–55.
- South, David B. (1996). »Top-Pruning Bareroot Hardwoods: A Review of the Literature«. In: *Tree Planters' Notes* 47.1.
- (1998). »Effects of Top-Pruning on Survival of Southern Pines and Hardwoods«. In: *Proceedings of the 9th Biennial Southern Silvicultural Research Conference*. General Technical

- Report SRS-20. United States Department of Agriculture. Clemson, SC: USDA Forest Service, Southern Research Station, S. 3–8.
- South, David B. (2016). »Top Pruning of Bareroot Hardwood Seedlings«. In: *Tree Planters' Notes* 59.2.
- Stone, E.L. und P.J. Kalisz (1991). »On the maximum extent of tree roots«. In: *Forest Ecology and Management* 46.1, S. 59–102. ISSN: 0378-1127. DOI: 10.1016/0378-1127(91)90245-Q.
- Strachey, William (1610/1612). *The Historie of Travaile Into Virginia Britannia; Expressing the Cosmographie and Comodities of the Country, Together with the Manners and Customes of the People*. Hrsg. von Richard Henry Major. Reprint 1849, Hakluyt Society. Hakluyt Society.
- Stringer, Jeffrey W. und James R. Olson (1987). »Radial and Vertical Variation in Stem Properties of Juvenile Black Locust (*Robinia pseudoacacia*)«. In: *Wood and Fiber Science* 19.1, S. 59–67.
- Sun, Xibin, Ji Chen, Yakov Kuzyakov, Yi Yang, Gabriel W. D. Ferreira, Raúl Ochoa-Hueso, Carsten W. Mueller, Zhenchuan Wang, Yixue Hong, Dejun Li und Hao Chen (Sep. 2025). »Meta-analysis shows that planting nitrogen-fixing species increases soil organic carbon stock«. In: *Nature Ecology & Evolution*. ISSN: 2397-334X. DOI: 10.1038/s41559-025-02861-x.
- Swingle, Charles F. (Aug. 1937). »Experiments in Propagating Shipmast Locust«. In: *Journal of Forestry* 35.8, S. 713–720. ISSN: 0022-1201. DOI: 10.1093/jof/35.8.713.
- Szabó, Gábor (2014). »"TURBO" akác magtermesztő ültetvény: 30 év akácnevelési eredménye 30 hektárba sűrítve«. Hungarian. In: *Erdészeti Lapok* 149.3. Szakmai fókusz – ültetvény- és erdőtelepítés, S. 79–81.
- Szczepkowski, Andrzej, Ewa Referowska, Hubert Lachowicz und Szymon Bijak (2025). »Ability of selected basidiomycetous fungi to decay black locust wood«. In: *Drewno. Prace Naukowe, Doniesienia, Komunikaty = Wood. Research Papers, Reports, Announcements* 68.215. DOI: 10.53502/wood-200172.
- Szyp-Borowska, Iwona, Anna Zawadzka, Tomasz Wojda und Marcin Klisz (2023). »Analysis of the genetic diversity and population structures of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) stands in Poland based on simple sequence repeat markers«. In: *Folia Forestalia Polonica* 65.4, S. 187–198. DOI: 10.2478/ffp-2023-0019.
- Terwei, André, Stefan Zerbe, Achim Zeileis, Peter Annighöfer, Heike Kawaletz, Inga Mölder und Christian Ammer (2013). »Which are the factors controlling tree seedling establishment in North Italian floodplain forests invaded by non-native tree species?«. In: *Forest Ecology and Management* 304, S. 192–203. ISSN: 0378-1127. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.05.003.
- Toole, E. Richard (Nov. 1938). »Relative Durability of Black Locust and Shipmast Locust when Subjected to Four Wood Decay Fungi«. In: *Journal of Forestry* 36.11, S. 1120–1122. ISSN: 0022-1201. DOI: 10.1093/jof/36.11.1120.
- Trentanovi, Giovanni, Moritz von der Lippe, Tommaso Sitzia, Ulrike Ziechmann, Ingo Kowarik und Arne Cierjacks (2013). »Biotic homogenization at the community scale: disentangling the roles of urbanization and plant invasion«. In: *Diversity and Distributions* 19.7, S. 738–748. DOI: 10.1111/ddi.12028.
- U.S. Department of Agriculture Soil Conservation Service National Plant Materials Center, U.S. Department of Agriculture Forest Service, West Virginia Department of Agriculture Forestry Division und U.S. Department of Agriculture Agricultural Research Service U.S. National Arboretum (1987). *Announce Release of the Steiner Group of Black Locusts*. Techn. Ber. U.S. Department of Agriculture Soil Conservation Service.
- United States Forest Service (1948). *Woody-Plant Seed Manual*. Washington, D.C. : U.S. Dept. of Agriculture.
- Vadas, Jenő (1911). *Az Ákácfa Monografiája*. Országos Erdészeti Egyesület.
- Vaupel, Anna, Zita Bednar, Nadine Herwig, Bernd Hommel, Virna Estefania Moran-Rodas und Lukas Beule (Feb. 2023). »Tree-distance and tree-species effects on soil biota in a temperate agroforestry system«. In: *Plant and Soil* 487.1–2, S. 355–372. ISSN: 1573-5036. DOI: 10.1007/s11104-023-05932-9. URL: <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-023-05932-9>.
- Veste, Maik und Wolf-Ulrich Kriebitzsch (2013). »Einfluss von Trockenstress auf Photosynthese, Transpiration und Wachstum junger Robinien (*Robinia pseudoacacia* L.)«. In: *Forstarchiv* 84.2, S. 35–42. DOI: 10.4432/0300-4112-84-35.
- Vítková, Michaela, Marco Conedera, Jiří Sádlo, Jan Pergl und Petr Pyšek (März 2018). »Gefährlich und nützlich zugleich: Strategien zum Management der invasiven Robinie«. In: *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 169.2, S. 77–85. ISSN: 0036-7818. DOI: 10.3188/szf.2018.0077.
- Vítková, Michaela und Jiří Kolbek (Nov. 2010). »Vegetation classification and synecology of Bohemian *Robinia pseudoacacia* stands in a Central European context«. In: *Phytocoenologia* 40.2–3, S. 205–241. ISSN: 0340-269X. DOI: 10.1127/0340-269x/2010/0040-0425.
- Vítková, Michaela, Jana Müllerová, Jiří Sádlo, Jan Pergl und Petr Pyšek (2017). »Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe«. In: *Forest Ecology and Management* 384, S. 287–302. ISSN: 0378-1127. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.10.057.
- Waldinventur Ungarn (2015–2019). *Hungarian National Forest Inventory* — nfi.nfk.gov.hu. <https://nfi.nfk.gov.hu/>. [Accessed 06-09-2025].
- Wang, Ming-Chun, Jin-Xin Wang, Qing-Hua Shi und Jin-Song Zhang (Okt. 2007). »Photosynthesis and Water Use Efficiency of *Platycladus Orientalis* and *Robinia Pseudoacacia* Saplings under Steady Soil Water Stress during Different Stages of Their Annual Growth Period«. In: *Journal of Integrative Plant Biology* 49.10, S. 1470–1477. ISSN: 1744-7909. DOI: 10.1111/j.1672-9072.2007.00561.x.
- Wangenheim, Friedrich Adam Julius von (1781). *Beschreibung einiger nordamericanischen Holz- und Buscharten, mit Anwendung auf deutsche Forsten; zum Gebrauch für Holzgerechte Jäger und Anpflanzer fremder Holzarten*. Johann Christian Dieterich.
- Wiedemann, Eilhard (1951). *Ertragskundliche und waldbauliche Grundlagen der Forstwirtschaft: das Hauptergebnis der 70jährigen Arbeiten der (ehem.) Preussischen Forstlichen Versuchsanstalt*. J.D. Sauerländer.
- Wojda, Tomasz, Marcin Klisz, Szymon Jastrzębowski, Marcin Mionskowski, Iwona Szip-Borowska und Krystyna Szczygiel (2015). »The Geographical Distribution of the Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in Poland and its Role on

- Non-Forest Land«. In: *Papers on Global Change IGBP* 22. doi: 10.1515/igbp-2015-0018.
- Wollerman, Edward H. (1968). »A search for borer-resistant Black Locust«. In: *Proceedings of the Sixth Central States Forest Tree Improvement Conference. October 16-18, Carbondale, Illinois and St. Louis, Missouri*, S. 53–54.
- Yan, Mei-Jie, Norikazu Yamanaka, Fukuju Yamamoto und Sheng Du (Sep. 2009). »Responses of leaf gas exchange, water relations, and water consumption in seedlings of four semiarid tree species to soil drying«. In: *Acta Physiologiae Plantarum* 32.1, S. 183–189. ISSN: 1861-1664. DOI: 10.1007/s11738-009-0397-x.
- Yang, Bin, Changhui Peng, Sandy P. Harrison, Hua Wei, Han Wang, Qian Zhu und Meng Wang (2018). »Allocation Mechanisms of Non-Structural Carbohydrates of *Robinia pseudoacacia* L. Seedlings in Response to Drought and Waterlogging«. In: *Forests* 9.12. ISSN: 1999-4907. DOI: 10.3390/f9120754.
- Yang, Shifa, Guiming Li, Zengcheng Zhao, Minyan Feng, Jian Fu, Zhongli Huang, Minxun Song und Shuqian Lin (2017). »The Taishan *Robinia pseudoacacia* polysaccharides enhance immune effects of rabbit haemorrhagic disease virus inactivated vaccines«. In: *Microbial Pathogenesis* 112, S. 70–75. ISSN: 0882-4010. DOI: 10.1016/j.micpath.2017.09.037.
- Ye, Xiaodan, Junwei Luan, Hui Wang, Yu Zhang, Yi Wang und Shirong Liu (2024). »N-fixing tree species promote the chemical stability of soil organic carbon in subtropical plantations through increasing the relative contribution of plant-derived lipids«. In: *Forest Ecosystems* 11, S. 100232. ISSN: 2197-5620. DOI: 10.1016/j.fecs.2024.100232.
- Zheng, Mianhai, Meichen Xu, Dejun Li, Qi Deng und Jiangming Mo (2023). »Negative responses of terrestrial nitrogen fixation to nitrogen addition weaken across increased soil organic carbon levels«. In: *Science of The Total Environment* 877, S. 162965. ISSN: 0048-9697. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.162965.
- Zsombor, Ferenc (Apr. 1980). »Új Minősített Akácfajták«. In: *Az erdő* 4.115/29, S. 174–176.