Naturkundliche Mitteilungen aus den Landessammlungen Niederösterreich 31: 45-56 St. Pölten, 2021

Einfluss wildlebender Huftiere auf die Jungwaldentwicklung im Nationalpark Thayatal (Monitoring 2002-2020)

Susanne Reimoser & Friedrich Reimoser

Zusammenfassung: Im Nationalpark Thayatal werden seit 2002 systematische Vegetationserhebungen auf Verbiss-Kontrollflächen durchgeführt, um die langfristigen Auswirkungen der wildlebenden Huftiere (Rothirsch, Reh, Mufflon, Wildschwein) auf die Entwicklung der Waldverjüngung zu erfassen. Als Methode wurde das Ungulate Impact Control System (UICOS) verwendet (Vergleichsflächenverfahren, Zaunflächen vs. ungezäunte Flächen). Bisher ergaben sich zwar deutliche Unterschiede in der Entwicklung der Baum- und Straucharten mit Huftiereinfluss im Vergleich mit der Waldentwicklung unter Ausschluss der Huftiere. Die Auswirkungen überschreiten jedoch nicht den Toleranzbereich im Nationalpark. Die meisten huftierbedingten negativen wie auch positiven Wirkungen, gemessen an den verschiedenen Prüfkriterien, resultierten aus dem Einfluss auf den Höhenzuwachs der Baumarten. Das Vorkommen von Baumarten, insbesondere einer ausreichenden Anzahl von Schlüsselbaumarten, sowie die erforderliche Mindest-Verjüngungsdichte waren hingegen nur selten vom Einfluss der Huftiere abhängig.

Influence of wild ungulates on young forest development in the Thayatal National Park (monitoring 2002-2020)
Abstract: In the Thayatal National Park, since 2002 systematic vegetation surveys are being carried out on browsing control areas as part of wildlife monitoring. The aim is to record the long-term effects of wild ungulates (red deer, roe deer, mouflon, wild boar) on the development of forest regeneration. The method used is the Ungulate Impact Control System (UICOS) that works with comparison areas (fenced areas vs. unfenced areas). There were clear differences in the development of young forests (tree and shrub species) influenced by ungulates compared with the development of forests with the exclusion of ungulates. However, the effects have not yet exceeded the tolerance range in the national park. Most of the negative and positive effects caused by ungulates, measured against the various test criteria, resulted from the influence on the height increment of the tree species. The occurrence of tree species, in particular a sufficient number of key tree species, as well as the required minimum regeneration density, however, were only rarely dependent on the influence of the ungulates.
Key words: forest regeneration, ungulate impact, long-term development, National Park Thayatal

Vliv volně žijících kopytníků na vývoj houštin v národním parku Thayatal (Monitoring 2002-2020)
Shrnutí: V národním parku Thayatal jsou od roku 2002 prováděna systematická šetření vegetace na okusovaných kontrolních plochách, k zjištění dlouhodobého vlivu volně žijících kopytníků (jelen evropský, srnec, muflon, prase divoké) na vývoj houštin. Jako metoda byl použit Ungulate Impact Control System (UICOS) (metoda srovnávací, oplocené plochy vs. neoplocené plochy). Doposud sice vznikaly výrazné rozdíly ve vývoji dřevin a křovin s vlivem kopytníků ve srovnání s vývojem lesa s vyloučením kopytníků. Dopady však nepřekračují rozsah tolerance v národním parku. Většina negativních a pozitivních vlivů způsobených kopytníky, měřeno za pomoci různých zkušebních kritérií, pochází z vlivu na přírůstky dřevin. Výskyt dřevin, zejména dostatečné množství klíčových dřevin, stejně jako potřebná minimální zmlazovací hustota, byly oproti tomu jen zřídka závislé na vlivu kopytníků.

Einleitung

Im Rahmen des Wildtiermonitorings werden im Nationalpark Thayatal systematische Vegetationserhebungen auf Verbisskontrollflächen (Vergleichsflächenverfahren) durchgeführt, um die Auswirkungen der wildlebenden Huftiere (Schalenwild) auf die Entwicklung der Waldvegetation zu erfassen. An Huftierarten kommen Reh (*Capreolus capreolus*), Rotwild (*Cervus elaphus*), Wildschwein (*Sus scrofa*) und selten Mufflon (*Ovis ammon musimon*) vor. Im Jahr 2002 wurde mit der ersten Serie der Vergleichsflächenpaare (Zaunfläche – ungezäunte Fläche) begonnen, im Jahr 2010 wurde eine zweite Kontrollflächenserie eingerichtet. Im Jahr 2018 wurden neue Vergleichsflächenpaare für eine dritte Erhebungsserie errichtet, um das Wild-

einfluss-Monitoring mit vergleichbarer Methode fortzusetzen und so die Auswirkungen der Huftiere auf die Entwicklung der Waldvegetation längerfristig zu dokumentieren, als Grundlage für Ökosystemanalyse und Managementplanung.

Ziel der Untersuchungen ist somit die Erarbeitung von objektiven Grundlagen für das Verständnis der Auswirkungen wildlebender Huftiere auf das Wachstum der Waldvegetation im Nationalpark Thayatal. Die Ergebnisse dienen auch als Grundlage für das Management des Schalenwildes im Nationalpark und seinem wildökologisch relevanten Umfeld. Eingriffe zur Regulierung des Schalenwildbestandes können erforderlich sein um anthropogen bedingte Einflüsse zu minimieren. Im NP Thayatal können gegebenenfalls Eingriffe (Mindestmaß) erforderlich sein, um unnatürlich starke Einflüsse von Schalenwild (bzw. deren unerwünschte Auswirkungen) zu minimieren.

Methode

Verbiss der Waldvegetation durch Huftiere, Hasen und Mäuse ist grundsätzlich eine natürliche Begleiterscheinung der Jungwaldentwicklung. Bei der Beurteilung des Wildeinflusses auf die Entwicklung der Waldvegetation bestehen erhebliche Probleme in Wissenschaft und Praxis (vgl. z. B. Gossow & Reimoser 1985, Donaubauer et al. 1990, Reimoser & Putman 2011). Falsche, voreilige Schlüsse führten häufig zu Konflikten zwischen Forstwirtschaft, Jagd und Naturschutz. Die unterschiedlichen Methoden der Verbissbeurteilung sind hinsichtlich ihrer allgemeinen Anwendbarkeit und Aussagekraft umstritten (Reimoser et al. 2014).

Die aussagekräftigste aber auch aufwendigste Methode, die konkreten Auswirkungen des jeweiligen Wildeinflusses auf die Waldentwicklung (durch Verbiss, Fegen, Tritt) objektiv festzustellen, ist die Errichtung von Weiserzaunflächen (etwa 6 x 6 m groß) und die mehrjährige Beobachtung der Waldentwicklung innerhalb des Zaunes (ohne Wildeinfluss) im Vergleich mit möglichst ähnlichen Flächen außerhalb des Zaunes (mit Wildeinfluss). Die Vergleichsflächen (Abb. 1) werden auf Flächen mit beginnender Waldverjüngung errichtet. Erhebungs- und Auswertungsmethode (Wildeinfluss-Kontrollsystem – UICOS/WIKOSYS) sind standardisiert (Reimoser et al. 1999, Reimoser 2001a, b, Reimoser & Reimoser 2003). Der Keimlingsverbiss kann nur mit dieser Methode eindeutig festgestellt bzw. sichtbar gemacht werden. Vergleichsflächenverfahren dieser Art bieten die Möglichkeit, die konkreten Auswirkungen des Wildeinflusses auf die Waldverjüngung unmittelbar und zuverlässig zu beurteilen (Reimoser et al. 2014, 1999).

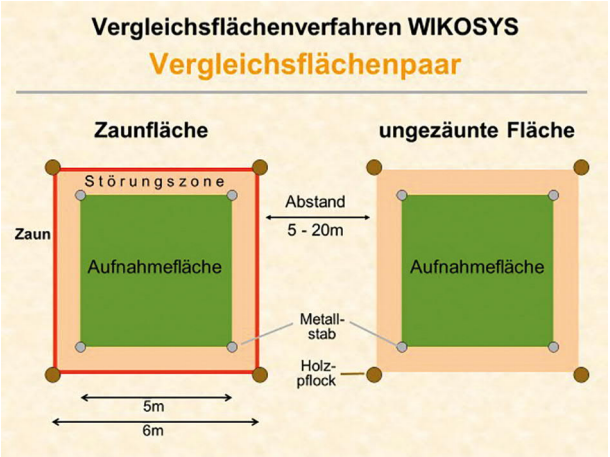

Abb. 1: Schema des Vergleichsflächenverfahrens

Für jeden Vergleichsflächenstandort werden jeweils drei Zustände festgestellt und miteinander verglichen: Zwei „IST-Zustände“ (1. Ungezäunte Fläche mit aktuellem Wildeinfluss, 2. Zaunfläche ohne Schalenwild) und ein vorgegebener SOLL-Zustand. Das SOLL entspricht dem Verjüngungsziel in Abhängigkeit von der natürlichen Waldgesellschaft (Richtwerte).

Wenn die beiden IST-Zustände (U = ungezäunte Fläche, Z = Zaunfläche) in dreijährigen Intervallen nach der Zaunerrichtung und Erstaufnahme der Vegetation wieder aufgenommen und verglichen werden (hinsichtlich Baumanzahl, Baumarten, Baumhöhe, Sträucher usw.), wird von der aktuellen Differenz zwischen U und Z (U-Z) die Anfangsdifferenz zwischen U und Z, die bei der Erstaufnahme bereits vorhanden war, abgezogen. Daraus ergeben sich die konkreten Auswirkungen des Wildeinflusses während des Beobachtungszeitraumes. Bei der Feststellung der Auswirkungen der Huftiere werden somit für jedes Vergleichsflächenpaar folgende zwei Differenzen gebildet: Die Differenz der Vergleichswerte zwischen U und Z für jedes Aufnahmejahr und die Differenz dieser beiden Differenzwerte zwischen Beginn (A) und Ende (B) der jeweiligen Beobachtungsperiode. Die durch den Zaunvergleich festgestellten Auswirkungen der Huftiere auf die Vegetation können im Hinblick auf die Erreichung eines erwünschten SOLL-Zustandes

positiv, negativ oder ohne Bedeutung sein. Es können sich also grundsätzlich sehr unterschiedliche Auswirkungen ergeben. Da zusätzlich zum „Schaden" auch der „Wildnutzen" für die Waldentwicklung mit vergleichbarem Maßstab überprüft werden kann, entsteht ein neutraler, beidseitig offener Ansatz, der eine Bilanz von „Nutzen" und „Schaden" ermöglicht. Anmerkung zum möglichen „Wildnutzen": „Positive" Funktionen des Schalenwildes im Ökosystem Wald sind z. B. die Samenverbreitung und das Eintreten von Pflanzensamen in den Boden, das Verbeißen von Konkurrenzvegetation der erwünschten Baumarten, die Veränderung der Keimungsbedingungen durch Kotproduktion sowie Nährstoffumverteilung.

Aufgrund der speziellen Rahmenbedingungen für Nationalparke (IUCN-Kategorie II) sind herkömmliche Ansätze der Bewertung von Huftierschäden an der Waldvegetation, wie sie in bewirtschafteten Wäldern Verwendung finden, nicht zweckdienlich einsetzbar. Es sind neue, für Nationalparke konforme Wege für die Beurteilung des Einflusses von Pflanzenfressern auf die Vegetation erforderlich, die es ermöglichen, die Notwendigkeit und das Ausmaß einer Wildbestandsregulierung im Nationalpark im Falle von anthropogen gestörten Pflanze-Pflanzenfresser-Wechselwirkungen objektiv festzustellen (Reimoser 2001c, 2002).

Außer diesen Überlegungen zur Toleranz potenzieller Wechselwirkungen zwischen Pflanzen und Pflanzenfressern innerhalb von Schutzgebieten (mit Waldanteil) kommt in zahlreichen Schutzgebieten auch der Vermeidung ökonomisch untragbarer Wildschäden im Umfeld des Schutzgebietes, die von Wildtierbeständen im Schutzgebiet ausgehen, eine entscheidende Bedeutung für Notwendigkeit und Ausmaß einer Regulierung von Huftierbeständen durch Abschuss im Schutzgebiet zu.

Leitlinien für den Nationalpark Thayatal: Wildlebende autochthone Huftierarten haben im Nationalpark Thayatal grundsätzlich den gleichen Stellenwert wie autochthone Pflanzenarten und Waldgesellschaften. Ein Ziel des Nationalpark-Managements ist die Förderung und Erhaltung einer standortgemäßen Waldvegetation im Nationalpark. Für die tragbare Vegetationsbelastung durch Schalenwild gelten dabei folgende Kriterien: (1) Keine huftierbedingte Veränderung einer standortgemäßen Entwicklung und Erneuerung der Waldgesellschaften in ihrer typischen Struktur und Artenkombination (d. h. eine nachhaltige Samenproduktion durch ausreichend Samenbäume ist stets gewährleistet) auf mindestens 40-60 % der Fläche im Nationalpark (Richtwert je nach wirksamem Prüfkriterium); die übrige Fläche darf von den Huftieren umgestaltet werden, wodurch sich insgesamt eine höhere Biodiversität ergeben kann. (2) Keine dauerhafte Verminderung der standortgemäßen Artendiversität der Gehölzpflanzen durch Huftiere im Nationalpark. (3) Eine natürliche Verjüngung des Waldes soll im Laufe jeder Waldgeneration möglich sein.

Die Auswertung erfolgt nach einem standardisierten Verfahren (Reimoser et al. 1999, Reimoser 2001a, 2001b, Reimoser & Reimoser 2003), das auch in anderen Ländern angewendet wird. Auswertung und Ergebnisdarstellung gliedern sich in drei Schritte:

Schritt 1: „Wertneutrale" Darstellung der Auswirkungen der Huftiere für alle Baum- und Straucharten durch IST-IST-Vergleich (Ungezäunte Fläche vs. Zaunfläche bzw. U-Z).

Schritt 2: Beurteilung/Bewertung der festgestellten Huftier-Auswirkungen (U-Z), gemessen an Verjüngungszielen und Toleranzgrenzen (= SOLL-Richtwerte), durch IST-IST-SOLL-Vergleich. Dieser Auswertungsschritt ermöglicht auch einen besseren Vergleich mit forstlich genutzten Gebieten, in denen die Auswirkungen der Huftiere auf die Waldentwicklung mit gleicher Methode (Weiserzaun-Verfahren) im Hinblick auf die Entstehung von Wildschaden und Wildnutzen mittels SOLL-IST-Vergleich beurteilt wurden. Im Gegensatz zu forstlich genutzten Wäldern ist im Nationalpark die wirtschaftliche Komponente von Schäden, die durch Huftiere am Wald entstehen, zwar nicht relevant. Dennoch ist ein diesbezüglicher Vergleich der Wildauswirkungen zur Einschätzung der Wildeinfluss-Unterschiede zu bewirtschafteten Wäldern interessant. Die an der Erreichung eines forstlichen Waldverjüngungszieles orientierten Begriffe „Schaden" und „Nutzen" durch Huftiere passen zwar nicht für den Nationalpark, sind aber für den Vergleich dienlich.

Schritt 3: Darstellung des Wildeinflusses auf die Biodiversität von Baum- und Straucharten anhand von drei Biodiversitätsindices (Richness, Shannon, Gini-Simpson).

Die Erhebungen wurden durch speziell eingeschulte Erhebungstrupps durchgeführt. Die erhobenen Daten wurden in standardisierter Form eingegeben und ausgewertet (WIKOSYS 9.6, vgl. Reimoser 2001a, 2001b, Reimoser & Reimoser 2003, Reimoser et al. 2014).

Anzahl und Verteilung der Vergleichsflächen

Im Jahr 2002 wurden im Untersuchungsgebiet 21 Vergleichsflächenpaare neu errichtet, von denen bis 2018 18 Flächenpaare erhalten blieben. Im Jahr 2010 wurde eine 2. Serie mit 24 Flächenpaaren angelegt, von denen 2019 noch 23 ausgewertet werden konnten. Im Jahr 2018 wurden in einer 3. Serie 15 Vergleichsflächenpaare neu errichtet, 10 Flächenpaare in Österreich und 5 Flächenpaare in Tschechien; im Jahr 2020 kamen weitere 5 Vergleichsflächenpaare hinzu, sodass in der 3. Serie insgesamt 20 Flächenpaare bestehen (Abb. 2). Ein Vergleichsflächenpaar besteht aus zwei 6 x 6 Meter großen Flächen (mit jeweils 5 x 5 Meter Erhebungsfläche, Abb. 1) im Abstand von 5-20 Metern (vergleichbare Standorte). Geeignete Vergleichsflächenstandorte sind verjüngungsfähige Waldflächen (ausreichend Licht in Unterschicht) bei beginnender Waldverjüngung (Bäumchen kleiner als ca. 0,5 m Höhe). Es überwiegt Rotbuchen-Hainbuchen-Eichenwald. Durch die Verteilung der Flächen auf verschiedene Überschirmungs- und damit Lichtsituationen sind durch die beiden Vergleichsflächenserien unterschiedliche Wachstumsverhältnisse der Waldverjüngung repräsentiert. Die 2. Serie der Vergleichsflächenpaare konzentriert sich vor allem auf Freiflächen bzw. wenig überschirmte Flächen. Hierbei handelte es sich meist um Umwandlungsflächen, bei denen ehemals forstliche gepflanzte Fichtenbestände in natürliche, standortangepasste Wälder umgewandelt werden sollten. Bei der dritten, 2018 errichteten Vergleichsflächenserie lagen die Lichtverhältnisse zwischen jenen der 1. und 2. Serie.

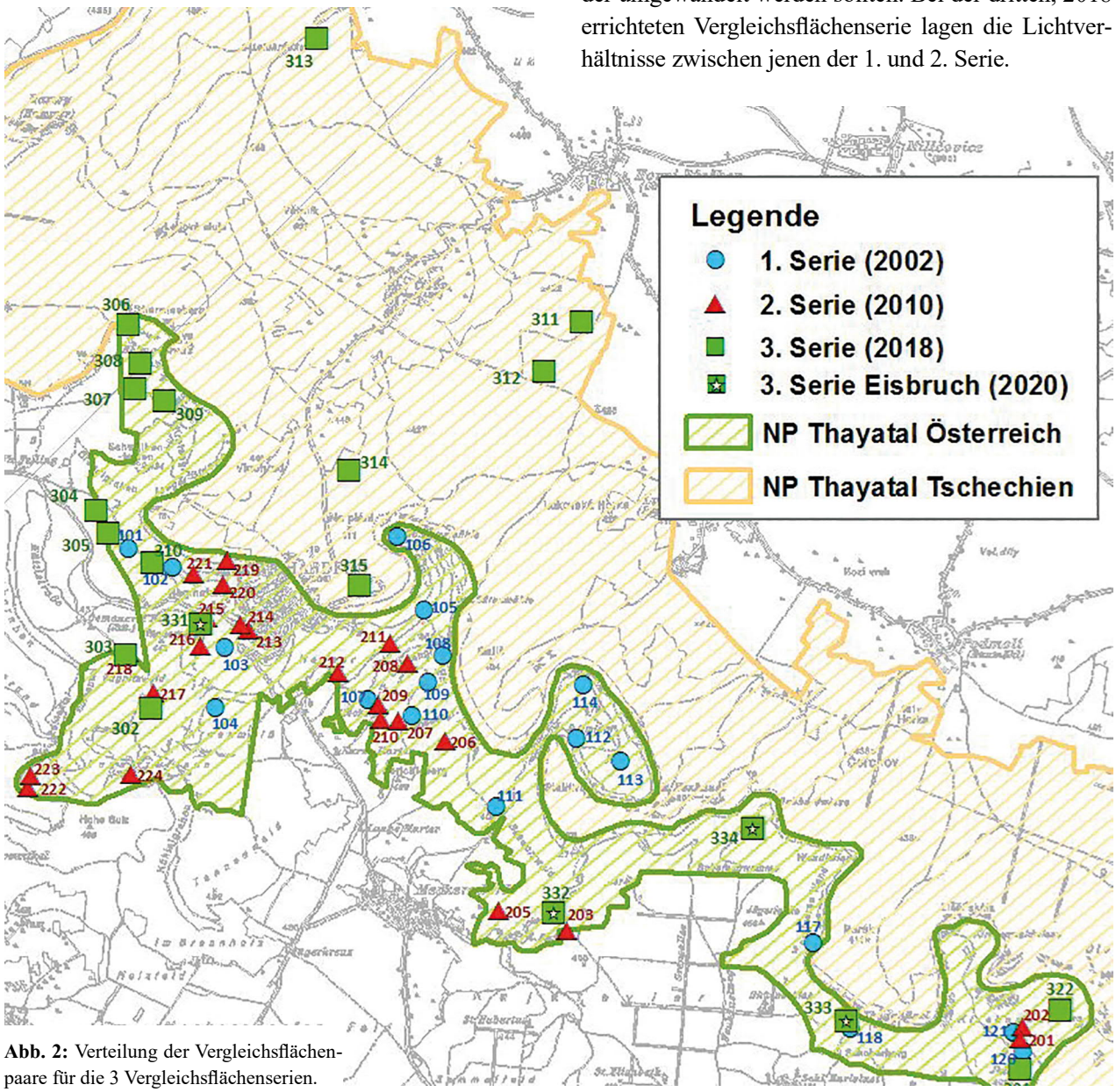

Abb. 2: Verteilung der Vergleichsflächenpaare für die 3 Vergleichsflächenserien.

Ergebnisse

Dargestellt werden die Langzeitauswertungen für die 1. und 2. Serie, sowie die Ausgangssituation für die neu angelegte 3. Serie zum Vergleich mit der Ausgangssituation der beiden schon längerfristig bestehenden Serien.

Baum- und Straucharten in der Waldverjüngung (Vergleich 1. und 2. Serie)

Die Baumartenzusammensetzung (in Stammzahlprozent) für alle Erhebungen, getrennt nach vier Baumhöhenklassen (bis 25 cm, 26-100 cm, 101-200 cm, >200 cm) sowie nach gezäunter (Z) und ungezäunter Fläche (U) ist in den Tabellen 1a, b, 2a, b und in den Abbildungen 3a, b ersichtlich. Eine detaillierte Langzeitauswertung der beiden Vergleichsflächenserien (2002–2018 sowie 2010–2019) enthält der Projektbericht für den Nationalpark Thayatal (Reimoser & Reimoser 2020).

Ersterhebung (1., 2. und 3. Serie): Bei der Ersterhebung der 1. Vergleichsflächenserie (2002) wurden 19 Baumarten (Tab. 1a, Abb. 3a) und 17 Straucharten erfasst, bei der Ersterhebung der 2. Serie (2010) waren es 17 Baumarten (Tab. 2a, Abb. 3b) und 13 Straucharten. Die 3. Serie (2018) enthält 19 Baumarten und 13 Straucharten. Die mittlere Stammzahl je Hektar lag in der 1. Serie bei 53 000 Bäumchen/ha (Tab. 1a, Abb. 3a), in der 2. Serie bei 46 000/ha (Tab. 2a, Abb. 3b), und in der 3. Serie bei 33 000/ha. Am Beginn aller drei Serien war die mit Abstand am häufigsten in der Waldverjüngung vorkommende Baumart die Hainbuche, gefolgt von Eiche. An Sträuchern trat bei der 1. Serie anfangs die Heidelbeere am stetigsten auf, gefolgt von Wildrose, Brombeere und Himbeere, bei der 2. und 3. Serie hatte die Himbeere die höchste Vorkommens-Stetigkeit, gefolgt von Brombeere, Holunder und Wildrose.

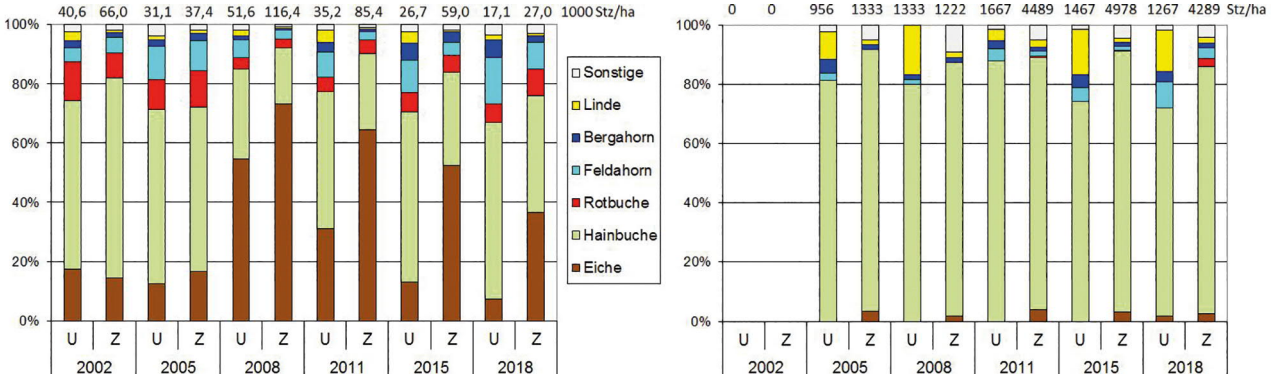

Abb. 3a: 1. Serie (2002-2018): Entwicklung der mittleren Stammzahlen je Hektar (Zeile über Abbildung) sowie Baumartenanteile (%) nach Baumhöhenklassen; links: für alle Höhenklassen (Stammzahlen in 1000); rechts: für Höhenklassen >200 cm.

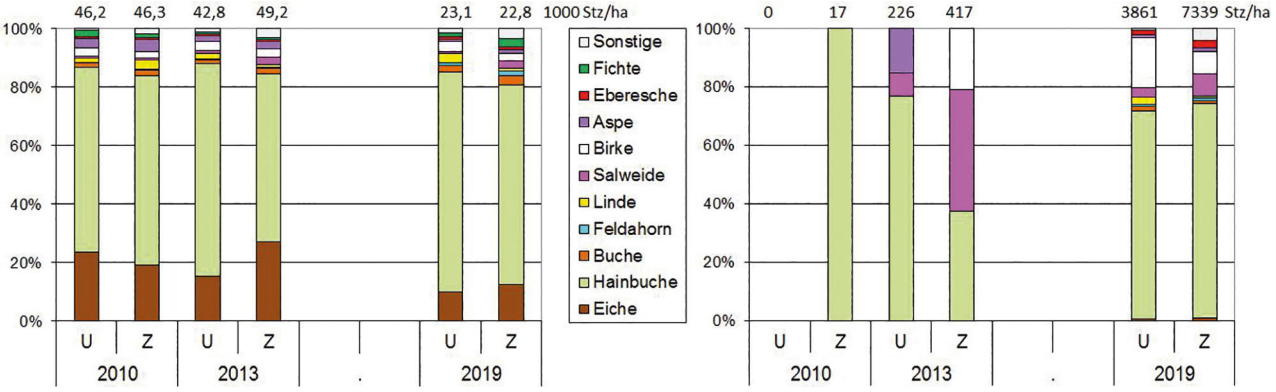

Abb. 3b: 2. Serie (2010-2019): Entwicklung der mittleren Stammzahlen je Hektar (Zeile über Abbildung) sowie Baumartenanteile (%) nach Baumhöhenklassen; links: für alle Höhenklassen (Stammzahlen in 1000); rechts: für Höhenklassen >200 cm.

Tab. 1a: 1. Serie: Baumartenzusammensetzung nach 4 Baumhöhenklassen in Stammzahlprozent sowie mittlere Gesamtstammzahl je Hektar; **Ersterhebung 2002**. (18 Vergleichsflächenpaare)

Baumart	bis 25 cm		26-100 cm		101-200 cm		> 200 cm		Gesamt		
	U	Z	U	Z	U	Z	U	Z	U	Z	*U+Z*
Hainbuche	55,4	66,4	65,2	71,7	59,1	87,8			57,0	67,5	**63,5**
Eiche	20,0	16,0	4,7	4,8	0,0	4,1			17,4	14,4	**15,5**
Buche	14,9	9,4	4,7	4,3	0,0	0,0			13,1	8,6	**10,3**
Feldahorn	4,2	4,6	6,5	9,1	13,6	0,0			4,7	5,1	**4,9**
Bergahorn	2,2	1,5	3,2	3,2	4,6	2,0			2,4	1,8	**2,0**
Linde	1,7	0,4	9,0	2,4	22,7	2,0			3,1	0,7	**1,6**
Eberesche	0,7	0,2	4,3	0,8	0,0	0,0			1,3	0,3	**0,7**
Rotkiefer	0,5	0,6	0,4	0,8	0,0	0,0			0,5	0,6	**0,5**
Birke	0,3	0,3	0,0	0,5	0,0	4,1			0,2	0,4	**0,3**
Fichte	0,1	0,2	0,0	0,3	0,0	0,0			0,1	0,2	**0,2**
Spitzahorn	0,1	0,0	0,7	0,5	0,0	0,0			0,2	0,1	**0,1**
Aspe	0,0	0,1	0,0	0,8	0,0	0,0			0,0	0,2	**0,1**
Douglasie	0,0	0,0	0,7	0,3	0,0	0,0			0,1	0,1	**0,1**
Vogelkirsche	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0			0,0	0,1	**0,1**
Esche	0,0	0,1	0,0	0,3	0,0	0,0			0,0	0,1	**0,1**
Wildbirne	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0			0,1	0,0	**0,02**
Mehlbeere	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0			0,1	0,0	**0,02**
Elsbeere	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0			0,0	0,03	**0,02**
Lärche	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0			0,0	0,03	**0,02**
LAUBHOLZ	99,4	99,2	98,9	98,7	100,0	100,0			99,3	99,2	**99,2**
NADELHOLZ	0,7	0,8	1,1	1,3	0,0	0,0			0,7	0,8	**0,8**
Stammzahl/ha	33 933	56 556	6 200	8 333	489	1 089	0	0	40 622	65 978	**53 300**
U/Z	*0,60*		*0,74*		*0,45*				*0,62*		

Tab. 1b: 1. Serie: Baumartenzusammensetzung nach 4 Baumhöhenklassen in Stammzahlprozent sowie mittlere Gesamtstammzahl je Hektar; **Letzterhebung 2018**. (18 Vergleichsflächenpaare)

Baumart	bis 25 cm		26-100 cm		101-200 cm		> 200 cm		Gesamt		
	U	Z	U	Z	U	Z	U	Z	U	Z	*U+Z*
Hainbuche	63,5	14,4	45,6	43,1	68,2	50,6	70,2	83,4	59,6	39,4	**47,2**
Eiche	9,2	77,5	4,7	16,9	4,6	4,9	1,8	2,6	7,4	36,5	**25,2**
Feldahorn	9,4	3,4	34,7	14,6	4,6	17,9	8,8	3,6	15,6	9,0	**11,5**
Buche	6,3	1,9	8,4	16,2	9,1	20,4	0,0	2,6	6,4	9,1	**8,0**
Bergahorn	7,9	1,3	1,6	4,6	4,6	1,2	3,5	1,6	5,9	2,4	**3,7**
Linde	0,6	0,2	1,1	0,5	0,0	1,2	14,0	2,1	1,7	0,7	**1,1**
Spitzahorn	1,4	0,9	1,1	1,3	0,0	1,2	1,8	0,0	1,3	0,9	**1,1**
Eberesche	0,8	0,0	1,6	0,0	9,1	1,2	0,0	2,1	1,2	0,5	**0,8**
Elsbeere	0,6	0,2	0,0	0,5	0,0	0,6	0,0	0,0	0,4	0,3	**0,4**
Esche	0,0	0,0	0,5	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,3	**0,3**
Vogelkirsche	0,2	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,3	**0,2**
Rotkiefer	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	0,3	**0,2**
Bergulme	0,0	0,2	0,5	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,2	**0,2**
Wildbirne	0,0	0,0	0,5	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	**0,1**
Mehlbeere	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,1	0,1	**0,1**
Fichte	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,1	**0,1**
LAUBHOLZ	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	99,4	100,0	98,5	100,0	99,7	**99,8**
NADELHOLZ	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	1,6	0,0	0,3	**0,2**
Stammzahl/ha	11 067	10 467	4 289	8 667	489	3 600	1 267	4 289	17 111	27 022	**22 067**
U/Z	*1,06*		*0,49*		*0,14*		*0,30*		*0,63*		

Letzterhebung (1. Serie): Bei der Letzterhebung der 1. Serie (2018; Tab. 1b, Abb. 3a) lag die mittlere Stammzahl der Jungbäume je Hektar auf den ungezäunten Vergleichsflächen bei 17 000/ha; es kamen 14 Baumarten vor; es dominierte Hainbuche, gefolgt von Feldahorn, Eiche, Rotbuche und Bergahorn (Abb. 3a). Auf den gezäunten Flächen lag die mittlere Stammzahl bei 27 000/ha; es kamen 16 Arten vor; es domi-

Tab. 2a: 2. Serie: Baumartenzusammensetzung nach 4 Baumhöhenklassen in Stammzahlprozent sowie mittlere Gesamtstammzahl je Hektar; **Ersterhebung 2010**. (23 Vergleichsflächenpaare)

Baumart	bis 25 cm		26-100 cm		101-200 cm		> 200 cm		Gesamt		
	U	Z	U	Z	U	Z	U	Z	U	Z	*U+Z*
Hainbuche	57,9	62,1	81,2	73,3	77,3	86,7		100,0	63,2	64,5	**63,8**
Eiche	30,2	23,3	0,5	2,8	0,0	0,0		0,0	23,5	19,2	**21,4**
Aspe	2,8	2,7	5,0	11,7	13,6	0,0		0,0	3,4	4,4	**3,9**
Birke	2,0	2,1	6,2	2,2	4,6	6,7		0,0	2,9	2,1	**2,5**
Linde	1,5	3,8	2,4	0,8	4,6	0,0		0,0	1,7	3,2	**2,4**
Fichte	2,9	1,8	0,2	0,0	0,0	0,0		0,0	2,3	1,5	**1,9**
Rotbuche	1,3	1,5	2,4	4,4	0,0	0,0		0,0	1,5	2,1	**1,8**
Rotkiefer	0,4	0,8	0,0	0,6	0,0	0,0		0,0	0,3	0,8	**0,6**
Salweide	0,2	0,3	1,6	1,2	0,0	3,3		0,0	0,5	0,5	**0,5**
Eberesche	0,4	0,6	0,5	0,0	0,0	0,0		0,0	0,5	0,5	**0,5**
Bergahorn	0,3	0,6	0,0	0,4	0,0	0,0		0,0	0,2	0,5	**0,4**
Feldahorn	0,1	0,3	0,0	0,6	0,0	3,3		0,0	0,1	0,4	**0,2**
Douglasie	0,0	0,1	0,0	1,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,2	**0,1**
Ulme	0,1	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0		0,0	0,04	0,1	**0,06**
Vogelkirsche	0,0	0,1	0,0	0,2	0,0	0,0		0,0	0,0	0,1	**0,04**
Spitzahorn	0,1	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0		0,0	0,04	0,04	**0,04**
Lärche	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,04	0,0	**0,02**
LAUBHOLZ	96,7	97,3	99,8	98,4	100,0	100,0	0,0	100,0	97,4	97,5	**97,5**
NADELHOLZ	3,3	2,7	0,2	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	2,5	**2,5**
Stammzahl/ha	35 722	37 183	10 070	8 609	383	522	0	17	46 174	46 330	**46 252**
U/Z	*0,96*		*1,17*		*0,73*		*0,00*		*1,00*		

Tab. 2b: 2. Serie: Baumartenzusammensetzung nach 4 Baumhöhenklassen in Stammzahlprozent sowie mittlere Gesamtstammzahl je Hektar; **Letzterhebung 2019**. (23 Vergleichsflächenpaare)

Baumart	bis 25 cm		26-100 cm		101-200 cm		> 200 cm		Gesamt		
	U	Z	U	Z	U	Z	U	Z	U	Z	*U+Z*
Hainbuche	68,1	39,7	84,4	73,3	76,0	79,5	71,2	73,5	75,4	68,3	**71,9**
Eiche	26,8	50,2	0,2	8,8	0,7	1,8	0,5	0,7	9,7	12,4	**11,1**
Birke	0,0	0,4	0,6	0,0	4,6	0,6	17,1	7,4	3,6	2,5	**3,1**
Rotbuche	0,4	0,4	2,7	4,3	7,8	8,2	1,8	1,2	2,3	3,1	**2,7**
Linde	1,1	0,0	4,6	1,6	7,1	1,8	2,7	0,5	3,3	1,0	**2,2**
Fichte	0,9	2,6	2,5	5,7	2,0	1,2	0,0	0,0	1,4	2,8	**2,1**
Salweide	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,6	3,2	7,8	0,6	2,6	**1,6**
Feldahorn	0,6	1,8	1,0	1,8	0,0	1,2	0,5	1,0	0,7	1,5	**1,1**
Aspe	0,2	1,8	1,0	0,6	0,0	2,3	0,9	1,4	0,6	1,3	**1,0**
Eberesche	0,4	0,0	1,0	0,4	0,0	0,0	1,8	2,6	0,8	1,0	**0,9**
Ulme	0,0	0,0	1,3	0,2	0,7	2,9	0,5	1,2	0,6	0,8	**0,7**
Bergahorn	1,1	1,3	0,2	1,2	0,0	0,0	0,0	0,5	0,5	0,8	**0,6**
Rotkiefer	0,0	1,8	0,2	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	1,1	**0,6**
Vogelkirsche	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	1,4	0,1	0,5	**0,3**
Spitzahorn	0,4	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	0,1	**0,2**
Douglasie	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,2	**0,1**
Esche	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,1	**0,04**
LAUBHOLZ	99,2	95,6	97,3	92,3	98,1	98,8	100,0	99,5	98,5	96,0	**97,3**
NADELHOLZ	0,9	4,4	2,7	7,8	2,0	1,2	0,0	0,5	1,5	4,0	**2,7**
Stammzahl/ha	8 174	3 948	8 348	8 522	2 678	2 974	3 861	7 339	23 061	22 783	**22 922**
U/Z	*2,07*		*0,98*		*0,90*		*0,53*		*1,01*		

nierte ebenfalls Hainbuche, gefolgt von Eiche, Rotbuche, Feldahorn und Bergahorn. Auf den ungezäunten Flächen kamen 11 Straucharten vor; die höchste Vorkommens-Stetigkeit hatte die Brombeere, gefolgt von Heidelbeere. Auf den Zaunflächen kamen ebenfalls 11 Straucharten vor; die höchste Vorkommens-Stetigkeit hatte die Heidelbeere, gefolgt von Weißdorn.

Letzterhebung (2. Serie): Bei der Letzterhebung der 2. Serie (2019; Tab. 2b, Abb. 3b) lag die mittlere Stammzahl der Jungbäume je Hektar auf den ungezäunten Vergleichsflächen bei 23 000/ha; es kamen 15 Baumarten vor; es dominierte Hainbuche, gefolgt von Eiche, Birke, Linde und Rotbuche. Auf den gezäunten Flächen lag die mittlere Stammzahl ebenfalls 23 000/ha; es kamen 17 Arten vor; es dominierte ebenfalls Hainbuche, gefolgt von Eiche, Rotbuche, Fichte und Salweide. Auf den ungezäunten Flächen kamen 11 Straucharten vor; die höchste Vorkommens-Stetigkeit hatte die Brombeere, gefolgt von Himbeere, Holunder und Wildrose. Auf den gezäunten Flächen kamen 16 Straucharten vor; die höchste Vorkommens-Stetigkeit hatte ebenfalls die Brombeere, gefolgt von Himbeere, Holunder, Hartriegel und Heckenkirsche.

Einwuchs in höhere Baumhöhenklassen: Der Wildeinfluss auf die Entwicklung der Baumarten wird vor allem aus dem Vergleich des Einwuchses in die höheren Baumhöhenklassen ersichtlich, der sich von der Erst- zur Letzterhebung ergibt. In der Höhenklasse über 100 cm sind auf der gezäunten Fläche deutlich mehr Bäume eingewachsen als auf der ungezäunten Fläche, zum Großteil Hainbuchen (Tab. 1b, Tab. 2b). Über 2 Meter Höhe war bei der 1. Serie im Jahr 2018 (nach 16 Jahren) auf der ungezäunten Fläche eine Stammzahl von durchschnittlich 1 267 Bäumen je Hektar vorhanden, bestehend aus Hainbuche, Linde, Feldahorn, Bergahorn, Eiche und Spitzahorn. Im Zaun waren zusätzlich zu diesen Arten Rotbuche, Eberesche, Rotkiefer und Mehlbeere über 2 Meter vorhanden (Spitzahorn fehlte im Zaun) und die Stammzahl betrug 4 289 Bäume je Hektar (Tab. 1b, Abb. 3a). Bei der 2. Serie war im Jahr 2019 (nach 9 Jahren) über 2 Meter Baumhöhe auf der ungezäunten Fläche eine Stammzahl von durchschnittlich 3 861 Bäumen je Hektar vorhanden, bestehend aus Hainbuche, Birke, Salweide, Linde, Eberesche, Rotbuche, Aspe, Eiche, Feldahorn und Ulme. Im Zaun waren zusätzlich zu diesen zehn Arten Vogelkirsche, Bergahorn, Douglasie, Spitzahorn und Esche über 2 Meter vorhanden und die Stammzahl betrug 7 339 Bäume je Hektar (Tab. 2b, Abb. 3b). Insgesamt wurde also bei beiden Serien der Einwuchs der Bäume in die obere Baumhöhenklasse auf der ungezäunten Fläche durch den Huftiereinfluss verzögert, wobei sich je nach Baumart unterschiedliche Auswirkungen ergeben.

Höhenentwicklung der Baumarten

1. Serie: Bei der 1. Serie (2002-2018) entwickelte sich die mittlere Maximalhöhe der Baumarten (durchschnittliche Höhe der jeweils höchsten Bäume je Baumart auf den Vergleichsflächen) auf den gezäunten Flächen bei Elsbeere, Eiche, Rotbuche, Hainbuche und Bergahorn im Durchschnitt aller Vergleichsflächen deutlich schneller als auf den ungezäunten Flächen. Die Höhenzunahme von Spitzahorn und Linde war dagegen auf der ungezäunten Fläche schneller als im Zaun. Feldahorn zeigte im Zaun und auf den ungezäunten Flächen etwa gleiche Höhenzunahmen (Abb. 4a).

2. Serie: Bei der 2. Serie (2010-2019) war die Zunahme der mittleren Maximalhöhe bei Birke, Salweide, Hainbuche, Rotbuche, Eiche und Fichte im Zaun ähnlich wie auf der ungezäunten Fläche. Auf den Zaunflächen entwickelten sich Eberesche und Bergahorn durchschnittlich schneller, auf den ungezäunten Flächen die Linde (Abb. 4b).

Verbisshäufigkeit

Das Verbissprozent an Bäumen (Leittrieb-Jahresverbiss, alle Baumarten) war bei Beginn der ersten Serie (2002) mit 51 % deutlich höher als bei Beginn der 2. Serie (2010) mit 36 % sowie der 3. Serie (2018) mit 39 %. Von den häufiger vorkommenden Baumarten sind Eiche und Hainbuche am stärksten verbissen, Rotbuche am geringsten. Bei den letzten Erhebungen der beiden Serien (2018 bzw. 2019) betrug der Jahresverbiss 53 % bzw. 35 %, war also ähnlich hoch wie am Beginn der Serien.

Starker Verbissdruck an Sträuchern (Flächen mit über 50 % Verbiss, alle Straucharten zusammengefasst ohne *Rubus*-Arten) erfolgte in der 1. Serie anfangs auf 21 % der Flächen, in der 2. Serie wurde kein starker Verbiss festgestellt, in der 3. Serie 21 %. Zuletzt waren es 23 % (1. Serie) bzw. 15 % (2. Serie).

Bodenvegetation

Die Veränderung des Deckungsgrades verschiedener Gruppen der Bodenvegetation zeigte folgendes Bild.

1. Serie: Im Vergleich zur Ersterhebung (2002) hat der mittlere Deckungsgrad der Gräser nach 16 Jahren (2018) auf den ungezäunten Flächen geringfügig ab-

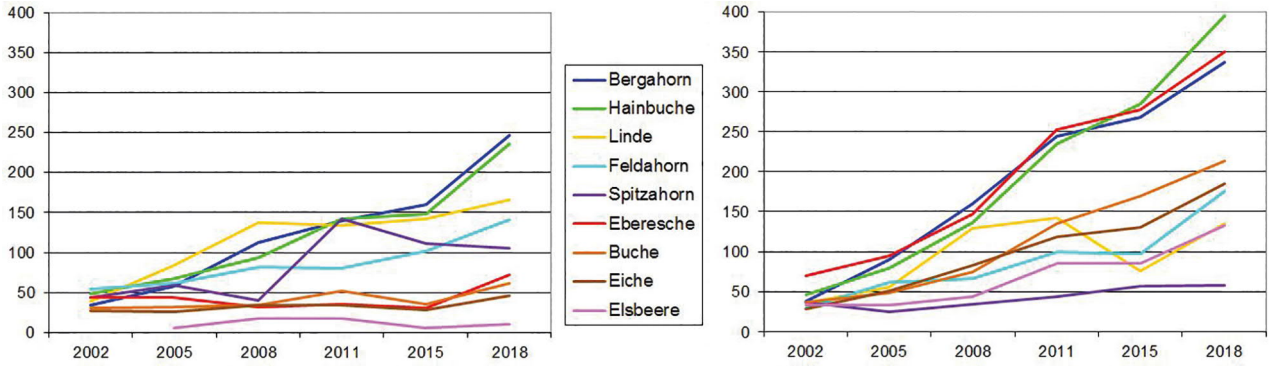

Abb. 4a: Mittlere Höhe (cm) der Baumarten-Maximalhöhen je Vergleichsfläche für häufig vorkommende Baumarten, **1. Serie** (2002-2018), links ungezäunte Fläche, rechts gezäunte Fläche.

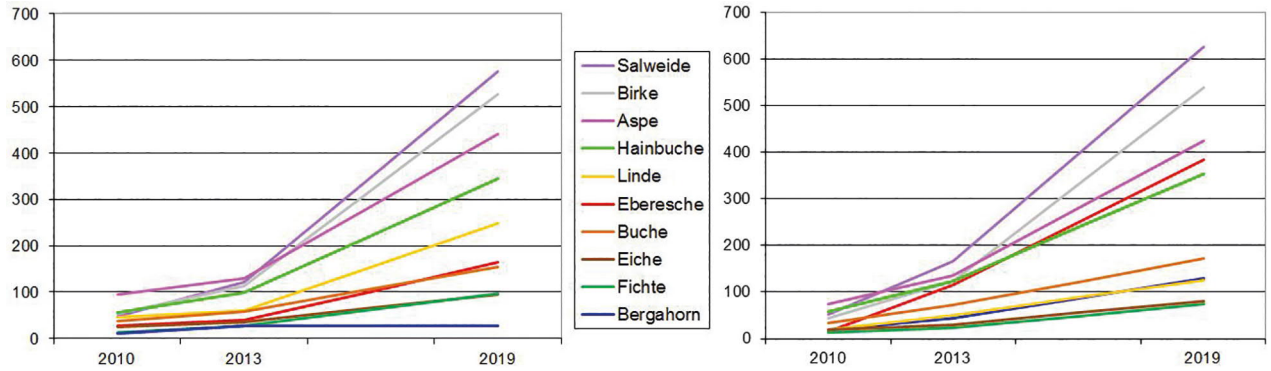

Abb. 4b: Mittlere Höhe (cm) der Baumarten-Maximalhöhen je Vergleichsfläche für häufig vorkommende Baumarten, **2. Serie** (2010-2019), links ungezäunte Fläche, rechts gezäunte Fläche.

genommen und ist auf den gezäunten Flächen etwa gleich geblieben, jener der Kräuter hat auf ungezäunten und gezäunten Flächen gleichermaßen abgenommen. Farne kamen kaum vor.

2. Serie: Im Vergleich zur Ersterhebung (2010) hat der mittlere Deckungsgrad der Gräser nach 9 Jahren (2019) auf den ungezäunten Flächen etwas zugenommen, jener der Kräuter auf ungezäunten Flächen weniger stark abgenommen als auf gezäunten Flächen. Farne kamen nur selten vor.

Beurteilung des Wildeinflusses

In der 1. Vergleichsflächenserie (2002-2018) betrug der Flächenanteil mit nicht toleriertem Huftiereinfluss („Schaden"), über den gesamten Vergleichszeitraum gesehen, 56 %; in der 2. Serie (2010-2019) waren es 48 % (Abb. 5). Bei der 1. Serie lag der Wert somit nahe am vorgesehenen Schwellenwert für tolerierbaren Wildeinfluss (60 %). Dieser Wert (56 %) ist seit 2015 nicht weiter angestiegen. Positiver Wildeinfluss („Nutzen"), der die Etablierung von Zielbaumarten erst ermöglichte, konnte in der 1. Vergleichsflächenserie bei 6 % der Flächen, in der 2. Serie bei 17 % festgestellt werden. In der 2. Serie waren viele Umwandlungsflächen mit geringer Kronenüberschirmung des Altbestandes (Freiflächencharakter) inkludiert. Auf diesen sehr lichten Flächen mit der raschen Entwicklung von üppiger Gras-, Kraut- und Strauchvegetation war der Wildverbiss teilweise entscheidend positiv für die Entwicklung von Schlüsselbaumarten, bedingt durch den selektiven Verbiss und die Wuchshemmung der Konkurrenzvegetation.

Von den unterschiedlichen Prüfkriterien wird in beiden Vergleichsflächen-Serien (nach 16 bzw. 9 Jahren Laufzeit) vorwiegend das Kriterium Höhenzuwachs für das Auftreten einer unerwünschten Wirkung („Schaden") wirksam (Abb. 6). In der 2. Serie gilt dies auch für das Auftreten einer erwünschten Wirkung („Nutzen"). Die übrigen Prüfkriterien waren bei der Bewertung des Wildeinflusses nur relativ selten entscheidend. Der Indikator „Verbissindex" spielte bei den letzten Erhebungen der beiden Serien (2018 bzw. 2019) nur mehr eine geringe Rolle, weil die Wipfel-

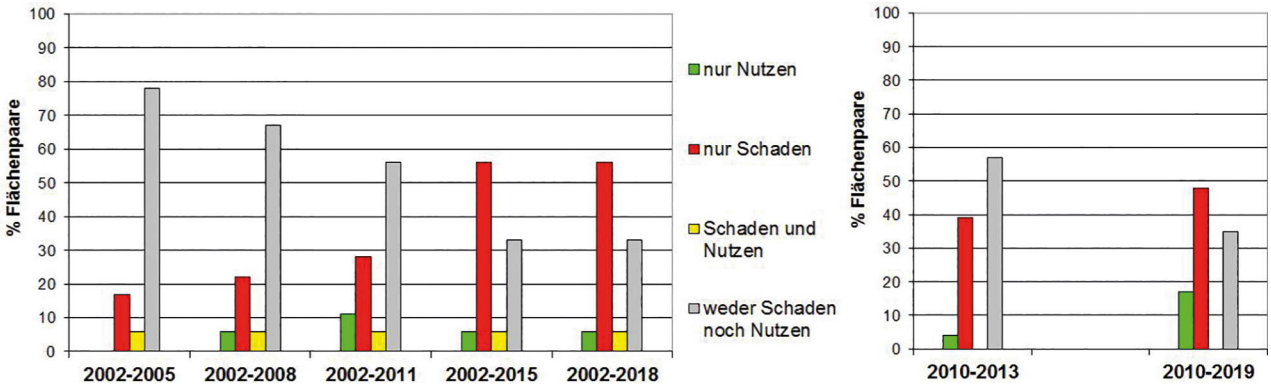

Abb. 5: Beurteilung des Huftiereinflusses (gesamt) aufgrund der vorgegebenen Toleranzgrenzen für die Vegetationsbelastung durch Huftiere; **links 1. Serie** (2002-2018), **rechts 2. Serie** (2010-2019).

triebe vieler Bäume aufgrund ihrer Höhe nun nicht mehr vom Wild verbissen werden konnten. Der Verbissindex erfasst im Gegensatz zu den anderen Indikatoren nur den jeweils aktuellen Verbiss an Leittrieben, stellt aber keine langfristigen Verbiss-Auswirkungen dar; er ist ein „Frühwarn-Indikator" (Hilfskriterium für Höhenzuwachsverlust), dessen Berücksichtigung vor allem bei kurzer Monitoring-Laufzeit eine Unterschätzung langfristiger Verbissauswirkungen möglichst vermeiden soll.

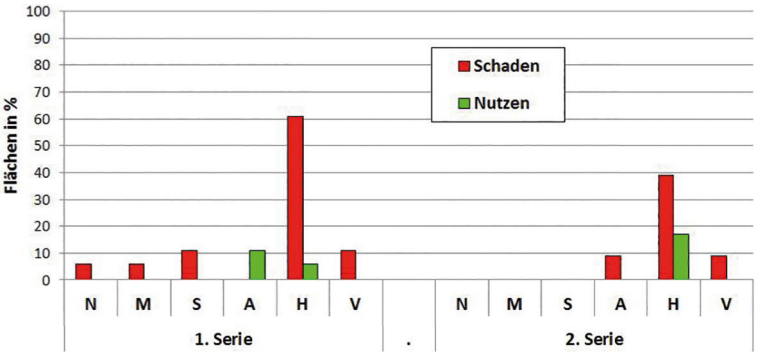

Abb. 6: Huftierwildeinfluss nach einzelnen Prüfkriterien (N = Jungwuchsdichte, M = Mischungstyp, S = Schlüsselbaumarten, A = Baumartenanzahl, H = Höhenzuwachs, V = Verbissindex); **links 1. Serie** (2002-2018), **rechts 2. Serie** (2010-2019).

Biodiversität

Bei der 1. Vergleichsflächenserie (2002-2018) ist der Huftiereinfluss auf die Biodiversitätsindices der Baumarten (Richness, Shannon, Gini-Simpson) insgesamt (3 Indices) als neutral bis positiv einzustufen während die Straucharten einen neutralen bis leicht negativen Wildeinfluss aufweisen (Reimoser & Reimoser 2020). Für Gehölzarten gesamt (Bäume + Sträucher gemeinsam) ergibt sich ein geringer positiver Wildeinfluss. Bei der 2. Serie ist der Einfluss auf die Biodiversitätsindices sowohl der Baum- als auch der Straucharten insgesamt (3 Indices) als gering bis mäßig negativ einzustufen. Für Gehölzarten gesamt (Bäume + Sträucher) ergibt sich ebenfalls ein gering bis mäßig negativer Wildeinfluss.

Fazit

Die Auswertung der beiden längerfristig laufenden Weiserzaun-Vergleichsflächenserien 2002-2018 sowie 2010-2019 im Nationalpark Thayatal ergab zwar deutliche Unterschiede der Jungwaldentwicklung mit Huftiereinfluss (ungezäunte Flächen) im Vergleich mit der Waldentwicklung unter Ausschluss der Huftiere (Zaunflächen). Die Auswirkungen überschreiten jedoch bisher nicht den Toleranzbereich im Nationalpark. Nach 16 bzw. 9 Jahren Huftiereinfluss resultierten die meisten huftierbedingten negativen wie auch positiven Wirkungen, gemessen an den verschiedenen Prüfkriterien, aus dem Einfluss auf den Höhenzuwachs der Baumarten. Ein Einfluss auf das Vorkommen von Baumarten, insbesondere einer ausreichenden Anzahl von Schlüsselbaumarten, sowie auf die erforderliche Mindest-Verjüngungsdichte wurde hingegen nur selten wirksam. Von der ersten Vergleichsflächenserie haben 33 % Flächenpaare sowohl im Zaun als auch auf der ungezäunten Fläche das Dickungsstadium (> 2 m Höhe) erreicht. Von der auf Freiflächen rascher wachsenden 2. Serie sind bereits 65 % im Dickungsstadium (auf gezäunter und ungezäunter Fläche). Um die Auswirkungen des aktuellen Einflusses der Huftiere auf die Waldverjüngung weiterhin überprüfen zu können, wurde 2018 eine

neue Vergleichsflächenserie angelegt (20 Vergleichsflächenpaare, 5 davon auf tschechischer Seite des Nationalparks). Die ersten Ergebnisse für die 2018 neu angelegte, dritte Vergleichsflächenserie (zweite Erhebung 2020) deuten darauf hin, dass die Auswirkungen des Wildeinflusses bei gleichbleibenden Bedingungen längerfristig ein Ausmaß erreichen, das zwischen jenen der beiden vorangegangenen Vergleichsflächenserien zu liegen kommen dürfte.

Diskussion

Darf es in einem Nationalpark Toleranzgrenzen für die Vegetationsbelastung durch Huftiere geben? Im internationalen Vergleich von Schutzgebieten (v. a. Nationalparks) unterscheiden sich drei Grundtypen im Hinblick auf den vom Menschen tolerierten Huftiereinfluss auf die Waldvegetation (Reimoser 2001c, 2002). Unter Huftiereinfluss werden Einwirkungen des Wildes wie Samenverbreitung, Samenfraß, Triebverbiss, Baumfegen, Stammschälung, Tritteinwirkungen und Bodenwühlung verstanden, die zu Veränderungen von Waldwachstum, Biodiversität etc. führen.

a. Schutzgebiete, in denen die eigenständige Entwicklung von Huftierbeständen Priorität vor der Entwicklungsmöglichkeit bestimmter Waldgesellschaften hat. Eine Regulierung der Schalenwildbestände im Nationalpark zu Gunsten bestimmter Pflanzengesellschaften des Parks findet nicht statt.

b. Schutzgebiete, in denen die Entwicklung bestimmter Waldgesellschaften Priorität vor der freien Entwicklung von Huftierbeständen hat. Eine Regulation der Schalenwildbestände wird obligatorisch durchgeführt.

c. Schutzgebiete, in denen der Entwicklung von Huftierbeständen und der Entwicklung bestimmter Formen der Waldvegetation grundsätzlich der gleiche Stellenwert zukommt. Eine Regulierung der Schalenwildbestände wird fakultativ durchgeführt. Das Ausmaß der Bestandsregulierung durch Wildabschuss hängt von der Überschreitung bestimmter Toleranzgrenzen der Vegetationsbeeinflussung durch Wildtiere ab.

Für Österreich wurde für Nationalparke eine einheitliche Regelung über Wildverbiss-Toleranzgrenzen nach dem drittgenannten Schutzgebietstyp (gleicher Stellenwert für Huftiere und Waldvegetation) vorgeschlagen (Reimoser 2001c, 2002). Daraus wurden auch für den Nationalpark Thayatal Toleranzgrenzen abgeleitet, die – im Gegensatz zu forstlichen Richtlinien für bewirtschaftete Wälder – ein Gestalten der Vegetationsstruktur durch Huftiere auf Teilflächen des Nationalparks auch im Wald zulassen. Allerdings sollen sich für das Nationalpark-Umfeld, mit dem die Huftiere im Zusammenhang stehen, dadurch keine untragbaren Belastungen in der Land- und Fortwirtschaft ergeben. Ob dies der Fall ist, konnte für den Nationalpark Thayatal durch einen Vergleich der Entwicklung des Huftiereinflusses auf das Jungwaldwachstum im Nationalpark-Umfeld überprüft werden. In allen österreichischen Bezirken wird seit 2004 alle drei Jahre vom Bundesforschungszentrum für Wald (BFW Wien) ein systematisches Wildeinflussmonitoring (WEM) durchgeführt.

Die WEM-Ergebnisse der dem Nationalpark anliegenden Bezirke Hollabrunn und Horn zeigen über die Erhebungsperioden insgesamt eine Abnahme des Huftiereinflusses in der Nationalparkumgebung. Somit sind bisher keine negativen Auswirkungen des Nationalpark-Wildtiermanagements (Nationalparkgründung 2000) im Hinblick auf die Entstehung von Wildschäden an der Waldvegetation durch wildlebende Huftierarten (Reh, Rotwild, Mufflon, Wildschwein) im Nationalpark-Umfeld ersichtlich (vgl. Reimoser & Reimoser 2020).

Um die Auswirkungen des aktuellen Einflusses der Huftiere auf die Waldverjüngung weiterhin überprüfen zu können, sollen die Vergleichsflächen der 3. Serie regelmäßig in dreijährigen Intervallen erhoben und ausgewertet werden. Die Wiederholungserhebungen bei den beiden älteren Vergleichsflächenserien können in längeren Intervallen (ca. 5 Jahre) und mit vereinfachter Erhebungsmethode (Nopp-Mayr et. al 2020) erfolgen. Dadurch sollen die langfristigen Auswirkungen des Huftiereinflusses auf die Waldentwicklung im Nationalpark Thayatal erfasst und dokumentiert werden.

Literatur

Donaubauer, E., Gossow, H., Reimoser, F. (1990): „Natürliche" Wilddichten oder forstliche Unverträglichkeitsprüfung für Wildschäden. – Österreichische Forstzeitung 101: 69

Gossow, H. & Reimoser, F. (1985): Anmerkungen zum Zielkonflikt Wald-WildWeideTourismus. – Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 136: 913-929

Nopp-Mayr, U., Reimoser, S., Reimoser, F., Sachser, F., Obermair, L., Gratzer, G. (2020): Analyzing long-term impacts of ungulate herbivory on forest-recruitment dynamics at community and species level contrasting tree densities versus maximum heights. – Nature-Research, Scientific Reports 10 (20274), 13 pp.

Reimoser, F. (2001a): Wildschaden und Wildnutzen - zur objektiven Beurteilung des Einflusses von Schalenwild auf die Waldvegetation. – In: E. Führer, U. Nopp. (eds.), Ursachen, Vorbeugung und Sanierung von Wildschäden, 153-161, Facultas Universitätsverlag: Wien

Reimoser, F. (2001b): Zieldefinition und SOLL-IST-Vergleich - am Beispiel des Verbiss-Vergleichsflächenverfahrens Vorarlberg. – In: E. Führer, U. Nopp. (eds.), Ursachen, Vorbeugung und Sanierung von Wildschäden, 166-176, Facultas Universitätsverlag: Wien

Reimoser, F. (2001c): Welchen Wald schützen wir in Schutzgebieten? - Toleranzgrenzen für die Vegetationsbelastung durch Huftiere in Nationalparks. – In: Moser (ed.), Beiträge zur Österreichischen Forsttagung 2001, 143-146, Universität für Bodenkultur: Wien

Reimoser, F. (2002): Schutz des Waldes und Wildtiermanagement in Naturschutzgebieten. – Revue de Geographie Alpine 90: 73-85

Reimoser, F. & Putman, R. (2011): Impacts of wild ungulates on vegetation: costs and benefits. – In: R. Putman, M. Apollonio, R. Andersen (Eds.), Ungulate Management in Europe - Problems and Practices, 144-191, Cambridge University Press

Reimoser, F. & Reimoser, S. (2003): Ergebnisse aus dem Vergleichsflächenverfahren („Wildschaden-Kontrollzäune“) - ein Beitrag zur Objektivierung der Wildschadensbeurteilung. – In: F. Müller (Hrsg.), Ist die natürliche Verjüngung des Bergwaldes gesichert?, 151-159, Bundesamt und Forschungszentrum für Wald, Berichte 130: Wien

Reimoser, S. & Reimoser, F. (2020): Langzeitauswertung der zweiten Vergleichsflächenserie (2010 - 2019) und Vergleich mit der ersten Serie (2002 - 2018). – Projektbericht Nationalpark Thayatal, Hardegg, 63 pp.

Reimoser, F., Armstrong, H., Suchant, R. (1999): Measuring forest damage of ungulates: what should be considered. – Forest Ecology and Management 120: 47-58

Reimoser, F., Schodterer, H., Reimoser, S. (2014): Erfassung und Beurteilung des Schalenwildeinflusses auf die Waldverjüngung - Vergleich verschiedener Methoden des Wildeinfluss-Monitorings („WEM-Methodenvergleich”). – Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft, Wien, BFW-Dokumentation 17: 177 pp.

Susanne Reimoser (susanne.reimoser@vetmeduni.ac.at)
Veterinärmedizinische Universität Wien, Austria
Friedrich Reimoser (friedrich.reimoser@boku.ac.at)
Universität für Bodenkultur Wien, Austria

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Naturkundliche Mitteilungen aus den Landessammlungen Niederösterreich

Jahr/Year: 2021

Band/Volume: 31

Autor(en)/Author(s): Reimoser Susanne, Reimoser Friedrich

Artikel/Article: Einfl uss wildlebender Huftiere auf die Jungwaldentwicklung im Nationalpark Thayatal (Monitoring 2002-2020) 45-56