

VORABDRUCK

Vom Autor formatiertes, nicht begutachtetes Dokument, veröffentlicht am 03.02.2026

DOI: <https://doi.org/10.3897/arphapreprints.e187369>

Gefahr durch Fremde: Neues Biosicherheitsrisiko durch Pilzimpfung und -kultivierung

Matthew Wainhouse, Jassy Drakulic,  Rich Wright,  Lynne Boddy

1 Gefahr durch Fremde: Neue Biosicherheitsrisiken durch Pilzimpfung und -kultivierung

2 Zusammenfassung

3 Wenn nicht heimische Pilzarten oder nicht heimische Genotypen einer heimischen Art in eine
4 neue Region eingeführt werden, können sie manchmal invasiv werden, die Arten- und Genzusammensetzung verändern und
5 das Funktionieren der ansässigen Gemeinschaften. Es besteht ein ständig wachsendes Risiko, dass Tiere durch menschliche Aktivitäten in die
Natur entkommen
6 Umwelt durch menschliche Aktivitäten, einschließlich übersehener Einschleppungswege, absichtlicher
7 Einführungen als Mykorrhiza-Impfstoff oder versehentliche Impfungen durch eine Zunahme des Anbaus von
8 essbarer Pilze in Außenumgebungen. In jedem Fall fehlen Richtlinien und Vorschriften oder sind diese unzureichend
9 , was das Risiko einer Invasion erhöht und ein Biosicherheitsrisiko darstellt, mit dem sich die Regierungen befassen müssen.
10 Aus der Pflanzen- und Tierbiologie lassen sich Lehren über invasive Arten ziehen, wo es
11 es eine lange Geschichte der Invasion durch eingeführte exotische und insbesondere Kulturpflanzen gibt. Hier
12 einige der Probleme hervor, die sich aus der Etablierung fremder Pilze als Arten und Stämme oder
13 Genotypen in neuen Regionen entstehen, und fordern die dringende Einführung von Leitlinien und strengeren Vorschriften, um
14 Schutz der einheimischen Pilzbiodiversität und ihrer Lebensräume vor den schädlichen Folgen nicht-
15 pathogenen Pilzbefall zu schützen. Dies ist entscheidend, um das Ziel des Globalen Rahmenwerks für biologische Vielfalt
16 zur Verringerung der Auswirkungen invasiver Arten zu erreichen.

Kasten 1 In diesem Kommentar verwendete Definitionen

Einheimische Arten: Organismen, die seit langer Zeit (Tausende von Jahren) in einer geografischen Region leben/sich dort entwickelt haben

Eingebürgert: Organismen, die nicht heimisch sind, sich aber vor Hunderten von Jahren in der natürlichen Umwelt etabliert und vollständig integriert haben, ohne dass Anzeichen für eine Schädigung der heimischen Ökosysteme vorliegen

Aliens: Nicht heimische Organismen, die vom Menschen außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets eingeführt wurden.

Invasive Arten: Aliens, die sich schnell ausbreiten, etablieren und einheimische Ökosysteme in Bezug auf die Zusammensetzung und/oder Funktion der Lebensgemeinschaften schädigen. Dabei kann es sich um fremde Arten oder fremde Genotypen einer einheimischen Art handeln.

Pilzstamm: ein Subtyp oder ein anderer Genotyp einer Art

Einführungen: wenn gebietsfremde Organismen absichtlich oder unabsichtlich vom Menschen an neue Standorte gebracht werden.

17

18

19

20 1. Einführung

21 Seit Jahrtausenden verbreiten Menschen unbeabsichtigt Pilze auf der ganzen Welt, was manchmal
 22 dramatische Folgen für andere Organismen. Diese „Eindringlinge“ (Kasten 1) verbreiten sich manchmal rasch in neuen
 23 Gebieten aus und werden invasiv, was erhebliche Auswirkungen auf die dort ansässigen Gemeinschaften und Ökosysteme hat
 24 . Im Vergleich zu Tieren und Pflanzen haben Pilz- und Mikrobeninvasionen wenig
 25 (Kinnunen *et al.*, 2016; IPBES, 2023), mit Ausnahme einiger pathogener Pilze von
 26 Tiere und Pflanzen, deren Invasion erhebliche ökologische und wirtschaftliche Folgen hatte,
 27 wie beispielsweise die Ausbreitung von: *Batrachochytrium dendrobatidis*, das die Chytridiomykose bei Fröschen und Kröten verursacht,
 28 die durch den Handel mit Amphibien verbreitet wird (Castro Monzon *et al.*, 2020); *Magnaporthe oryzae*, der Reisbrand verursacht
 29 und *Tilletia indica*, der die Karnal-Bräune bei Weizen verursacht, beide verbreitet durch den Austausch von Saatgut; Einführung von
 30 des *Ophiostoma novo-ulmi*, der die Ulmenkrankheit verursacht, über importiertes Holz; Kastanienfäule verursachend
 31 *Cryphonectria parasitica* verbreitete sich auf importierten Edelkastanienbäumen (*Castanea*) und führte zu zahlreichen
 32 Einführungen der Eschenwelke (Anderson *et al.*, 2004; Brasier, 2008; Orton *et al.*, 2018).

33 Der Nachweis invasiver gebietsfremder Pilze hängt von guten Hintergrundkenntnissen über die
 34 Mykobiota einer Region, doch leider fehlt dieses oft. Daher sind das Ausmaß der Pilzinvasionen und die treibenden Faktoren
 35 die die Invasion begünstigen, sind kaum erforscht (IPBES, 2023). Es ist jedoch offensichtlich, dass es
 36 zu einfach ist, invasive Taxa oder Genotypen einzuführen, und extrem schwierig, sie zu bekämpfen, sobald sie
 37 etabliert haben (Dickie *et al.*, 2016). Abgesehen von Pflanzenpathogenen listet die globale Datenbank für gebietsfremde Pilze
 38 648 Arten und 31 Sorten gebietsfremder Makropilze (Monteiro *et al.*, 2020), von denen 374
 39 mit unterschiedlichem Evidenzgrad dokumentiert, dass sie in kolonisierten Gebieten negative Auswirkungen haben
 40 (Monteiro *et al.*, 2023).

41 Gleichzeitig werden Pilze zunehmend als natürliche Lösung für einige der globalen Probleme
 42 , darunter die Verwendung von Mykorrhizapilzen in der nachhaltigen Landwirtschaft (Elnahal *et al.*, 2022) und
 43 Forstwirtschaft (Govindu *et al.*, 2020), Lebensmittel und aus Pilzen gewonnene Produkte (Chang, 2006; Ramos *et al.*, 2019),
 44 Biomaterialien (Aiduang *et al.*, 2022), Schaffung und Wiederherstellung von Lebensräumen (Wainhouse & Boddy, 2022),
 45 sowie biologische Bekämpfungsmittel gegen Schädlinge (Chaudhary *et al.*, 2024) und Krankheitserreger (Thambugala *et al.*,
 46 2020). Eine unvermeidliche Folge davon ist, dass einige Pilze – sowohl einheimische als auch gebietsfremde Arten und
 47 Genotypen/Stämme – absichtlich oder unabsichtlich in die freie Natur gelangen, oft als
 48 kleiner Anzahl von Stämmen oder Genotypen. Stämme, die für kommerzielle Anwendungen verwendet werden, können auch weiter
 49 entwickelt durch traditionelle Züchtungsmethoden, chemische Mutagenese oder Genbearbeitung
 50 (Sonnenberg *et al.*, 2017; Dong *et al.* 2022) entwickelt, um vorteilhafte Merkmale auszuwählen, die

ihr Invasionspotenzial in einer natürlichen Umgebung erhöhen könnten, wie z. B. Temperatur- oder Substrattoleranz, Wachstumsrate, Fruchtkörperproduktion oder Nährstoffaufnahme.

Dieser Kommentar konzentriert sich auf invasive Pilze, die im Gegensatz zu pilzlichen Krankheitserregern und biologischen Bekämpfungsmitteln (Goettel *et al.*, 2001; FAO, 2017) noch nicht ausreichend durch Risikobewertungen untersucht wurden.

Regulierung und Registrierung, die, sofern vorhanden, sich auf Produktqualität und die Gesundheit von Mensch und Pflanzen- oder Tiergesundheit ausgerichtet sind und nicht auf weiterreichende ökologische Auswirkungen oder das Risiko einer Invasion (Ghorui *et al.*, 2024; Santos *et al.* 2024). Konkret konzentrieren wir uns auf zwei funktionelle Gruppen von Pilzen: (1) Mykorrhizen und (2) Saprotrophen. Pilze in diesen Nischen haben einen großen und wahrscheinlich steigenden kommerziellen Wert durch die Produktion von (1) Mykorrhiza-Inokulum, einer 1,4 Milliarden Dollar schweren Branche, die aufgrund ihrer Verwendung in der nachhaltiger Land- und Forstwirtschaft (Mordor Intelligence, 2026) und (2) essbare/medizinische saprotropher Pilze, ein globaler Markt mit einem Volumen von 50 bis 90 Milliarden US-Dollar (More *et al.*, 2025).

Wir weisen auf die potenziellen Probleme hin, die sich aus der massenhaften Verbreitung gebietsfremder Arten und Stämme, die für diese Zwecke verwendet werden, in neue Regionen. Zwar gibt es überzeugende Hinweise auf das Invasionsrisiko in In beiden Gruppen werden die potenziellen negativen Auswirkungen selten berücksichtigt (Schwartz *et al.*, 2006; Ricciardi *et al.*, 2017; Basiru & Hijri, 2022; Jayaraman *et al.*, 2024).

Wir (1) geben Beispiele für invasive Mykorrhiza- und saprotrophe Pilze und ihre großräumigen Einführungswege in die Umwelt; (2) ziehen Lehren aus der Einführung von Pflanzen und Tieren, die Schäden an einheimischen Ökosystemen, der genetischen Vielfalt und Artenpopulationen verursacht haben; und (3) Zukünftige Probleme und Präventivmaßnahmen für diese beiden Arten kommerzieller Pilze berücksichtigen. Wir betonen nicht nur die potenziellen Probleme der Invasion gebietsfremder Pilzarten, sondern auch die der gebietsfremden Genotypen einheimischer Arten.

2. Beispiele für invasive Mykorrhiza- und saprotrophe Pilze und großräumige Einschleppungswege in die Umwelt

2.1 Invasionen von Mykorrhizapilzen

Die weltweite Beförderung von lebendem Pflanzenmaterial führt nicht nur zur Verbreitung von invasive pilzliche Krankheitserreger, sondern auch die mit den Wurzeln assoziierten Mykorrhizapilze. Über 300 Ektomykorrhiza-Pilzarten wurden in neue geografische Regionen eingeführt, die meisten davon jedoch in Europa, Brasilien, Neuseeland und Südafrika (Vellinga *et al.*, 2009; Monteiro *et al.*, 2020) und betreffen eine Reihe von Wirtspflanzenfamilien betroffen. *Amanita phalloides* (Grünling) ist einer der am besten untersuchten invasiven ektomykorrhizischen Pilze. Er stammt ursprünglich aus Europa und wurde in der gesamten südlichen Hemisphäre eingeführt. in der San Francisco Bay Area in Kalifornien invasiv, wo sie sich seit ihrer Einführung in den Anfang der 1960er Jahre eingeführt wurde, an der Ostküste jedoch eingebürgert und nicht invasiv ist (Wolfe *et al.* 2010). Bis 2008

war sie zu einer dominanten Art geworden und verdrängte einheimische Mykorrhizapilze, sodass sie 17,5 % der Wurzelspitzen in Kalifornien einnahm (Wolfe *et al.*, 2010). Heute produziert *A. phalloides* in seinem invasiven Verbreitungsgebiet geschlechtliche Fruchtkörper ohne Paarung mit einem anderen Individuum (d. h. es handelt sich um Klone). Dies ermöglicht die erfolgreiche Genotyp eine schnelle Ausbreitung (Wang *et al.*, 2023) und stellt einen Fortpflanzungsvorteil dar, den es mit einigen invasiven Pflanzen (Pyšek & Richardson, 2007).

Mykorrhizapilze können nicht nur die einheimischen Pilzgemeinschaften stören, sondern manchmal auch ihren Pflanzenpartnern dabei, invasiv zu werden, z. B. Suilloidpilze mit Kiefern in der südlichen Hemisphäre. (Desprez-Loustau *et al.*, 2007; Vellinga *et al.*, 2009; Policelli *et al.*, 2019; Hoeksema *et al.*, 2020; Monteiro *et al.*, 2023) sowie *Pisolithus* spp. und *Laccaria fraterna* (unter anderem) mit *Eukalyptus* weltweit (Dell *et al.*, 2002; Díez, 2005). Tatsächlich wurden in einer aktuellen Untersuchung der Auswirkungen gebietsfremder Pilze wurden fast 50 % aller negativen Auswirkungen auf die Förderung nicht heimischer Pflanzen zurückgeführt. (Monteiro *et al.*, 2023). Im Vergleich zum Pflanzenhandel sind kommerzielle Mischungen aus Ektomykorrhiza- und arbuskulären Mykorrhizapilzen (AMF) relativ neu, und ihre zunehmende Verwendung birgt ein ernsthaftes Potenzial, die einheimische Mykobiota zu schädigen (Schwartz *et al.*, 2006; Hart, 2017; Basiru & Hijri, 2022; Monteiro *et al.*, 2023; Ricciardi *et al.*, 2017), was durch die häufige Nichtverfügbarkeit von Impfstoffen noch verschlimmert wird. native Herkunft und fehlende Angaben zur Herkunft. Obwohl die negativen Auswirkungen von Inokulum selten über die Wirtspflanze hinaus untersucht werden, gibt es Hinweise darauf, dass AMF, die dem Boden als Inokulum zugesetzt werden, einheimische AMF beeinträchtigen können, einschließlich Unterdrückung, Ausschluss und Stimulation (Koch *et al.*, 2010; Basiru & Hijri, 2022).

2.2 Invasionen saprotropher Pilze

Es gibt weniger dokumentierte Beispiele dafür, dass saprotrophe Pilze invasiv werden oder negative Auswirkungen haben. Auswirkungen auf andere Arten, Gemeinschaften oder Ökosysteme in ihrem besiedelten Verbreitungsgebiet (Monteiro *et al.*, 2023). Das Potenzial einer erheblichen Störung des Ökosystems durch Saprotrophen wird jedoch durch den Gold-Austernpilz *Pleurotus citrinopileatus* verdeutlicht. Dieser kommerziell gezüchtete Pilz stammt ursprünglich aus Asien, , verbreitet sich jedoch in Verbindung mit zwei kommerziellen Stämmen rasch in Teilen der USA, was zu schwerwiegenden ökologischen Veränderungen in den befallenen Gemeinschaften festgestellt wurden (Bruce, 2018; Veerabahu *et al.*, 2025). Außerdem hat er nun auch aus der Kultivierung in Europa entkommen und sich in Dänemark, Ungarn, Italien, Frankreich, Deutschland, Spanien, Österreich, Belgien und Großbritannien (GBIF-Sekretariat, 2023; Wainhouse *et al.*, 2025).

Andere Arten, wie *Favolaschia claudopus*, die vermutlich aus Madagaskar stammt (Zhang & Dai, 2021) stammen vermutlich aus Madagaskar, und breiten sich weltweit, insbesondere in Europa, durch den vom Menschen verursachten und können als potenziell invasive Arten angesehen werden. Mehrere Solche Arten sind in den letzten Jahren in Europa und den USA auf Gartenbaumulch aufgetreten (z. B. *Agrocybe putatinum*, *Agrocybe rivulosa*, *Leratiomyces ceres*, *Psilocybe cyanescens* und andere)

die vermutlich mit importierten Holzprodukten eingeschleppt wurden (Nauta, 2003; Shaw *et al.*, 2004; Halama, 2016). Während die Fruchtbildung von *Leratiomyces ceres* offenbar auf Holzspäne beschränkt ist, wurde das Myzel auch in ungestörten Böden nachgewiesen (Bridge & Prior, 2010), wobei unbekannte Auswirkungen auf einheimische Bodenpilze. Einige vom Menschen eingeführte saprotrophe Pilze scheinen sich eingebürgert, ohne einheimische Pilzgemeinschaften zu schädigen, wie *Clathrus archeri* in den USA und Europa, während die einheimischen Populationen in Australien und Neuseeland zurückgehen (Pietras *et al.*, 2021).

2.3 Großräumige Einschleppungswege in die Umwelt

Wie bei Pflanzen und Tieren gibt es auch für Pilze großräumige Einführungswege durch verschiedene Ausbreitungsmechanismen. Mechanismen, von der gezielten Anwendung von Pilzen für einen bestimmten Zweck bis hin zur unbeabsichtigten Freisetzung als Nebenprodukt eines anderen Prozesses, wie beispielsweise dem Import von Bäumen (Tabelle 1). Die Erkenntnis dieser Einschleppungswege Wege zu erkennen, wird für die Bekämpfung künftiger Invasionen von entscheidender Bedeutung sein. Es sind jedoch weitere Anstrengungen erforderlich, um ihr relatives Risiko vorherzusagen.

Tabelle 1. Mögliche Quellen für Invasionen durch absichtliche und unbeabsichtigte Einführung von saprotropher und mykorrhizischer Pilzarten/-stämmen/-genotypen durch Inokulation und Kultivierung

	Absichtliche Einführung von gebietsfremder Genotypen/Arten	Unbeabsichtigte Einführung von fremder Genotypen/Arten
Saprotrophe Pilze	Etablierung essbarer/medizinischer Pilze aus Myzel ¹ Etablierung von Pilzen zur Erhaltung/Schaffung von Lebensräumen	^{2,3} Sporenfreisetzung aus Zuchtträumen, Freilandzucht, Transport und Verkauf von essbaren/medizinischen Pilzen ⁴⁻⁶ Anbau von Pilzen aus importierten Holzprodukten oder Boden
Mykorrhizapilze	⁷⁻⁹ Mykorrhiza-Impfstoff für das Pflanzenwachstum in Forstwirtschaft, Gartenbau und Landwirtschaft Mykorrhiza-Impfstoff für die Zucht essbarer Pilze, z. B.	¹⁰⁻¹³ Mykorrhizapilze in importiertem Boden und auf Wurzelstöcken von importierten/Baumschulpflanzen

	Trüffeln und Translokation Erhaltung	
--	---	--

Referenzen: ¹ Wainhouse & Boddy (2022), ² Bruce (2018); ³ Veerabahu *et al.* (2025), ⁴ Nauta (2003);
⁵ Shaw *et al.* (2004); ⁶ Halama (2016), ⁷ Schwartz *et al.* (2006), ⁸ Govindu *et al.* (2020), ⁹ Basiru & Hijri
(2022), ¹⁰ Chapela *et al.* (2001), ¹¹ Díez (2005), ¹² Vellinga *et al.* (2009), ¹³ Monteiro *et al.* (2020).

3 Lehren aus der Einführung von Pflanzen und Tieren

Der Transport, Handel und die Einführung nicht heimischer Pflanzen und Tiere hat in vielen Ländern eine lange Geschichte
vielen Ländern eine lange Geschichte (van Kleunen *et al.*, 2018), und aus deren Invasionen lassen sich Lehren ziehen.

3.1 Merkmale, die eine Invasion begünstigen

Die für den Pflanzenanbau geschätzten Eigenschaften wie schnelles Wachstum, langlebige Wuchsform und reichliche
Blüte/Fruchtbildung, fördern die Naturalisierung von Kulturpflanzen (Kinlock *et al.*, 2022; Booy, 2019;
Datta *et al.*, 2020). Die Merkmalsauswahl bei Pflanzenkultivaren ist analog zur Stammauswahl bei Pilzen, bei der
ähnliche vorteilhafte Merkmale für Mykorrhiza-Pilzinokulum (Thomsen, 2018) und
saprotrophen Speisepilzen (Van Griensven, 2008). Analyse von 17.396 in das Vereinigte Königreich eingeführten gebietsfremden Pflanzen
zeigten, dass die Verwendung von Pflanzen im Gartenbau und ihre Verfügbarkeit in Baumschulen die Einbürgerung und Invasivität von
Pflanzen am besten erklären
Naturalisierungen und Invasivität (Kinlock *et al.*, 2022) und deuteten darauf hin, dass der Anbau durch den Menschen
die Verbreitung der Merkmale naturalisierter Pflanzen beeinflusst.
Parallelen zur Pilzzucht sind sofort offensichtlich, und die jüngste Verbreitung von zwei
kultivierten Stämme von *Pleurotus citrinopileatus* in Nordamerika (Bruce, 2018; Veerabahu *et al.*, 2025)
könnte ein Vorbote eines größeren Problems sein. Während der Anteil der Pflanzenarten, die sich über
im Vergleich zur Anzahl der kultivierten Pflanzenarten gering ist, hat jede Art, die
invasiv werden, haben negative Folgen für ganze Ökosysteme (Pyšek *et al.*, 2020; Vilà *et al.*,
2011). Auch dies gilt für Pilze (Monteiro *et al.*, 2023).

3.2 Nachteilige genetische Veränderungen infolge von Invasionen von Stämmen/Genotypen

Viele in freier Wildbahn lebende Pflanzen und Tiere werden kontinuierlich in großem Umfang ausgebeutet, z. B. durch Fischerei,
Jagd und Holzeinschlag, und die Aufrechterhaltung dieser Aktivitäten hängt häufig von der Vergrößerung der
, indem die entnommenen Individuen durch große Mengen von Individuen aus anderen Gebieten ersetzt werden (Laikre *et al.*, 2010). Dazu können gehören: (1) nicht lokal stammende Populationen; (2) genetisch veränderte Organismen
(GVO); (3) lokal stammende Populationen, die in Gefangenschaft gezüchtet/aufgezogen und dann zurückgebracht wurden;
und (4) gebietsfremde Arten, die am Freisetzungsort nicht natürlich vorkommen. Eine solche Freisetzung genetisch exotischer

Pflanzen- und Tierarten oder exotischer Genotypen einheimischer Arten kann zu vier Arten von nachteiligen genetische Veränderungen führen: (1) Verlust der genetischen Variation, (2) Verlust von Anpassungen, (3) Veränderung der genetischen und (4) Veränderung der Populationsstruktur (Laikre *et al.*, 2010). Das analoge großräumige Die Freisetzung von Pilzstämmen wirft dieselben Bedenken auf wie bei Pflanzen und Tieren.

Obwohl diese Probleme auch für Pilze und ihre verschiedenen Stämme relevant sind, gibt es bislang kaum direkte Belege dafür . Das Risiko von Veränderungen in der Zusammensetzung und Funktionsweise von Gemeinschaften und von neuartigen Genotypen einheimische Genotypen verdrängen könnten, wurde erstmals vor 20 Jahren im Zusammenhang mit Mykorrhiza-Inokulum aufgezeigt (Schwartz *et al.*, 2006). Es gibt nun einige Hinweise darauf, dass die Mykorrhiza-Inokulation manchmal, aber nicht immer, verändert die Biodiversität des Bodens (Cornell *et al.*, 2021), aber die vollständigen Auswirkungen und das Ausmaß der nachteiligen genetischen innerhalb der Populationen sind jedoch nicht bekannt.

3.3 Risiko des Verlusts einheimischer Arten durch Hybridisierung

Die genetische und demografische Überflutung, die durch die Hybridisierung von gebietsfremden und einheimischen Arten und Genotypen kann zum Verlust der einheimischen genetischen Vielfalt oder im schlimmsten Fall zum Aussterben seltener Taxa (Todesco *et al.*, 2016). Bei den englischen Glockenblumen (*Hyacinthoides non-scripta*) wurde befürchtet, dass sie gefährdet durch „Aussterben durch Hybridisierung“ nach der Ausbreitung der „spanischen“ Glockenblume (*H. hispanica*) und der Verbreitung ihrer Hybriden (*Hyacinthoides* × *massartiana*) (Ruhsam *et al.*, 2023).

Ähnlich verhält es sich bei den Tieren: Der Äthiopische Wolf (*Canis simensis*) und die Schottische Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*) durch die Hybridisierung mit domestizierten Hunden bzw. Katzen bedroht (Marino & Sillero-Zubiri, 2011; Gerngross *et al.*, 2023). Beispiele für die Genotyp-Hybridisierung innerhalb einer Art sind der schwarze Pappel (*Populus nigra*), die durch Hybridisierung mit der Zierpflanzensorte „Lombardy“ bedroht ist Pappel (*Populus nigra italica*) (van Broeck *et al.*, 2005). Die kommerzielle Forstpflanzung von Weißtanne (*Abies alba*) bedroht auch den lokal charakteristischen Genotyp einer Reliktpopulation der Art in Bialowieza, Polen (Mejnartowicz, 1996).

Das Risiko einer solchen Hybridisierung zwischen wilden einheimischen und exotischen oder domestizierten Genotypen erstreckt sich auf Pilze, obwohl es derzeit kaum Belege dafür gibt, aber es wurden auch nur wenige Studien durchgeführt. Beispiele hierfür sind: (i) Hybridisierung und genetische Vermischung zwischen kultivierten Stämmen des europäischen essbaren Saprotrophs *Agaricus bisporus* (Zuchtpilz) und dem einheimischen Genotyp in Kalifornien (Kerrigan, 1998). Bei mehr als 50 % der Population wurde eine europäische Abstammung festgestellt , was darauf hindeutet, dass der einheimische Genotyp verdrängt wurde. (ii) *Pleurotus*-Arten (Austernpilze Pilze) kreuzen sich häufig mit anderen Mitgliedern der Gattung, was zu einer Hybridkraft führt, bei der die Nachkommen die Eigenschaften der Eltern übertreffen (Abdulgani *et al.*, 2017; Barh *et al.*, 2024). (iii) *Hericium erinaceus* (weltweit zwar als „nicht gefährdet“ gelistet, aber mit zahlreichen unterschiedlichen Kladen und kryptischen Arten (Hallenberg *et al.*, 2013; Cesaroni *et al.*, 2019; Koga *et al.*, 2025)

bereits in weiten Teilen Europas schutzbedürftig, um ein Aussterben aufgrund von Lebensraumverlust zu verhindern, und wahrscheinliche Kandidaten für eine starke Beeinträchtigung durch Hybridisierung mit kultivierten nicht heimischen Arten und Stämmen. Die Beliebtheit von *H. erinaceus* bei Pilzzuchtbetrieben und Hobbyzüchtern nimmt rapide zu (de Mattos-Shipley *et al.*, 2016; Chutimanukul *et al.*, 2023), sodass es schwierig ist, das Ausmaß der Hybridisierung ohne Basisinformationen über die genetische Struktur der einheimischen Populationen schwer vorherzusagen.

3.4 Negative Auswirkungen auf einheimische Ökosysteme und Gemeinschaften

Pflanzeninvasionen tragen auch direkt zum Artenverlust durch Konkurrenz und indirekt durch den Verlust von Lebensraum. Eine Metaanalyse von Pflanzeninvasionen zeigte große negative Auswirkungen auf die Fitness, Vielfalt und Häufigkeit von Pflanzengemeinschaften sowie geringere Auswirkungen auf den Nährstoffkreislauf innerhalb von Ökosystemen (Vilà *et al.*, 2011). Beispielsweise führen das dichte Wachstum und das flache Wurzelsystem des invasiven Himalaya-Balsams (*Impatiens glandulifera*) verändern die Struktur von Lebensgemeinschaften und verstärken die Erosion (Coakley & Petti, 2021). In britischen Wäldern wirft die Invasion von *Rhododendron ponticum* dichten Schatten und sondert über seine Wurzeln allelopathische Chemikalien ab, um konkurrierende Pflanzen zu unterdrücken (Manzoor *et al.*, 2020). Hinzu zu den Schäden für die natürliche Umwelt (Dehnen-Schmutz *et al.*, 2022) ist die Bekämpfung der Bekämpfung der Invasion von *R. ponticum* enorm kostspielig und zeitaufwendig (Dehnen-Schmutz & Williamson, 2006). Ebenso können invasive saprotrophe und mykorrhizische Pilze Auswirkungen auf die Ebene des Ökosystems haben. Die Invasive *P. citrinopileata*-Stämme werden mit einem Rückgang der Pilz-Biodiversität um fast 50 % in den von ihm besiedelten Holzressourcen (Veerabahu *et al.* 2025). Innerhalb von 20 Jahren nach der Einführung exotischer *Pinus radiata* (Monterey-Kiefer)-Baumplantagen in den Graslandschaften Ecuadors kam es zu einem Verlust von bis zu bis zu 30 % gespeicherter Kohlenstoff im Boden (Chapela *et al.* 2001). Dies wurde größtenteils auf *Suillus luteus* zurückgeführt, der eine Ektomykorrhiza mit der Kiefer bildete und den gespeicherten Kohlenstoff nutzte, um dreimal mehr Fruchtkörperbiomasse zu produzieren als die gesamte von allen Mykorrhizapilzen im natürlichen Kiefernwald produzierte Biomasse. Bei saprotrophen essbare Pilze wie *P. citrinopileatus*, die gezüchtet wurden, um große kontinuierliche Ernten von Pilze, Zersetzungsraten und Kohlenstoffumsatz dürften infolgedessen relativ schneller verlaufen (Lustenhouwer *et al.*, 2020).

4 Mögliche zukünftige Probleme und Präventivmaßnahmen

Probleme, die sich aus der unbeabsichtigten Ausbreitung von Makropilzarten in nicht heimischen Lebensräumen ergeben, werden zunehmend dokumentiert (Monteiro *et al.* 2023). Allerdings ist nur wenig über die Folgen einer zufälligen Freisetzung nicht heimischer Stämme oder der absichtlichen Freisetzung vermeintlich heimischer Arten oder Stämme. Wenn es eine wichtige Lehre aus der Pflanzenwelt gibt, dann ist es, dass Maßnahmen ergriffen werden müssen, bevor Probleme auftreten (Dehnen-Schmutz & Conroy, 2018). Mykologen sind in einer stärkeren Position als

223 Botaniker vor einigen hundert Jahren, als die Ausbreitung gebietsfremder Pflanzenarten begann, da wir
 224 wissen, dass gebietsfremde Arten/Genotypen in unsere heimischen Gemeinschaften eindringen und dort verheerende Schäden anrichten
 können.

225 Wir müssen jetzt handeln, um: (1) die wahrscheinlichsten Merkmale und Wege zu ermitteln, die
 226 zur Flucht oder Freisetzung invasiver nicht pathogener Pilzarten/-genotypen in die natürliche
 227 Umwelt führen könnten; (2) Maßnahmen zu ergreifen, um das Entkommen oder die Freisetzung invasiver Arten/Stämme zu verhindern; und
 (3)
 228 mit der Verfolgung von Invasionen zu beginnen und Pläne zur Eindämmung zu erstellen, wo Invasionen bereits begonnen haben.

229 *4.1 Maßnahmen zur Verhinderung der Freisetzung invasiver Pilzarten/-genotypen*

230 Wissen ist Macht, daher ist es entscheidend, Wissenslücken zu schließen, aber ebenso wichtig ist es, das Bewusstsein für das
 231 Themas bei den Interessengruppen, die Erstellung von Leitlinien und Empfehlungen zur angemessenen Verwendung von Arten und Stämmen,
 232 die Bewertung ethischer Aspekte und die Gesetzgebung zur Regulierung des Verkaufs und der Verwendung nicht heimischer Pilzarten und
 233 Genotypen.

234 Derzeit befinden sich nicht-pathogene Pilze in einer regulatorischen Grauzone, in der oft unklar ist, wer
 235 verantwortlich für sie. Im Vereinigten Königreich beispielsweise erkennt die jüngste Biosicherheitsstrategie nicht-
 236 pathogene Pilze als Biosicherheitsrisiko an (Defra, 2025). Die Regulierung anderer Pilze, insbesondere von biologischen Bekämpfungsmitteln
 237 , bieten ein nützliches Modell für die Regulierung von Mykorrhiza-Inokulum und essbaren/medizinischen
 238 Saprotrophen. In der EU (und weitgehend auch im Vereinigten Königreich) werden beispielsweise biologische Bekämpfungsmittel auf
 Pilzbasis
 239 unter die Pflanzenschutzmittelverordnung (z. B. *Verordnung (EG) Nr. 1107/2009*,
 240 *Verordnung (EU) 2022/1438*), wonach strenge Regulierungsverfahren eine detaillierte stammspezifische Risikobewertung erfordern
 241 , einschließlich der Bewertung des Potenzials, Umweltschäden zu verursachen, erfordern, bevor sie
 242 in die freie Natur ausgesetzt werden können. Während die EU auch Vorschriften für Mykorrhiza-Impfstoffe (mikrobielle
 243 Biostimulans (PFC 6(A), CMC-7)) gibt es in der EU zwar Vorschriften, doch sind nur grundlegende Sicherheitsbewertungen auf Artenebene
 erforderlich. Dies
 244 ist verständlich, da die Einführung von biologischen Bekämpfungsmitteln dazu dient, einem bestimmten Ziel
 245 Organismus, und der Zweck der Risikobewertung besteht darin, den Schaden über sein Ziel hinaus zu minimieren. Bei essbaren
 246 saprotrophische und mykorrhizische Pilze wird die Verwendung weitgehend positiv wahrgenommen (obwohl wir oben deutlich gezeigt
 haben
 247 oben deutlich gemacht haben, dass ein erhebliches Schadenspotenzial besteht), was einer der Gründe für
 248 schwache oder fehlende Richtlinien, Risikobewertungen oder Vorschriften zur Steuerung ihrer unbeabsichtigten und beabsichtigten
 249 Freisetzung zu kontrollieren.

250 Grundsätze für die Umsiedlung bedrohter holzbewohnender Pilze zu Naturschutzzwecken (Nordén *et al.* 2020;
 251 Kasten 2) und für die Inokulation in stehende Bäume zur Schaffung von Lebensräumen (Wainhouse & Boddy, 2022; Kasten
 252 2) wurden bereits vorgeschlagen und können für kommerzielle oder nicht zum Naturschutz gehörende Anwendungen angepasst werden
 253 Anwendungen angepasst werden. Die IUCN-Richtlinien für die Umsiedlung zu Naturschutzzwecken, die auch den ökologischen
 254 Ersatz (Einführung eines fremden Organismus, um die Funktion eines anderen zu ersetzen) umfassen, sind ebenfalls relevant.

255 für die Mykorrhiza-Impfung und bieten Einblicke in die Risikobewertung und die Bewertung unbeabsichtigter
 256 Folgen der Einführung gebietsfremder Organismen oder Genotypen, darunter Invasionsrisiko, ökologische
 257 Schäden und Genflucht (IUCN Species Survival Commission, 2013). Für Pflanzen wurden Grüne Listen
 258 entwickelt, um die Verwendung von Arten mit geringem Invasionsrisiko in großflächigen Pflanzungsprogrammen zu fördern
 259 (Dehnen-Schmutz, 2011). Für Pilze könnten die Regeln idealerweise strenger sein.

260 Wir empfehlen, dass nicht heimische Arten/Stämme von essbaren/medizinischen Pilzen nur
 261 in geschlossenen Innenanlagen angebaut. Es müssen Standardprotokolle für die Behandlung von
 262 verbrauchten Substrate entwickelt werden, um nicht heimisches Pilzwachstum sicher zu denaturieren. Für Anwendungen im Freien sollten
 nur bestätigte heimische/lokale Stämme

263 , die verantwortungsbewusst und legal beschafft wurden, sollten in Außenanwendungen verwendet werden. Dies könnte
 264 durch die Erstellung einer zentralen Datenbank mit vollständigen Metadaten und DNA (insbesondere für Arten von
 265 Schutzbedürftigkeit) sowie eine standardisierte Methode zur Verfolgung von Kulturen und Sammlungen von
 266 Einheimische/lokale Stämme aus verschiedenen Bioregionen, bei denen garantiert ist, dass sie noch nicht
 267 . Für großflächige Mykorrhiza-Impfungen, beispielsweise in der Forstwirtschaft,
 268 Gartenbau oder Landwirtschaft sollten verschiedene regional heimische Stämme verwendet werden, um
 269 Monokulturen und Genverdünnung zu vermeiden. In Bezug auf die Mykorrhiza-Inokulation wurden einige allgemeine
 270 Empfehlungen von Schwartz et al. (2006; Kasten 3)

271 Die Leitlinien für alle Impfungsszenarien müssen mit zunehmendem
 272 kollektiven Wissens und Verständnisses der Invasionsbiologie und der Auswirkungen der Einführung fremder
 273 Arten/Genotypen auf die Zusammensetzung der Pilzgemeinschaft und die Funktionsweise des Ökosystems.

274

Kasten 3: Empfehlungen zur Minimierung ökologischer Schäden durch Mykorrhiza-Impfungen, adaptiert aus Schwartz et al. (2006):

- (1) Feststellung, ob eine Impfung tatsächlich notwendig ist;
- (2) Ansätze verfolgen, die die im Boden vorhandenen einheimischen Pilze erhalten, indem lokale Stämme inokuliert werden, wenn Pilzausbreitungseinheiten fehlen oder deren Dichte gering ist; und
- (3) Wenn lokale Arten/Stämme nicht verfügbar sind, sollten Isolate mit Eigenschaften verwendet werden, die das Risiko minimieren, dass die eingeführten Pilze zu problematischen Invasoren werden (vgl. Datta et al. 2020).

Die folgenden Merkmale sind wichtig: hohe Spezifität und Nutzen für die Zielpflanze sowie die Fähigkeit, diese schnell zu besiedeln; geringe Ausbreitungsfähigkeit; geringe langfristige Wettbewerbsfähigkeit gegenüber einheimischen Bodenpilzen; und bei Ektomykorrhiza-Arten eine geringe Fähigkeit, andere Kohlenstoffquellen als die der Wirtspflanze zu nutzen.

- (4) Vermeiden Sie es, auf Artenmischungen zurückzugreifen, um die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Mykorrhiza-Partnerschaft zu erhöhen, da Mischungen auch das Risiko der Einführung invasiver Arten/Genotypen erhöhen und stark konkurrierende Inokula zu einer Invasion durch minderwertige Mutualisten führen können (Martignoni *et al.*, 2020).

275

276 4.2 Verfolgung und Eindämmung von Invasionen

277 Die frühzeitige Erkennung und anschließende Überwachung nicht heimischer Pilze ist entscheidend, um festzustellen, ob eine
278 Pilze können invasiv werden. Daher ist es wichtig zu verstehen, wie sie sich ausbreiten, und sie zu bekämpfen, z. B. durch gezielte

279 Entfernung, oder möglicherweise durch Managementmaßnahmen, bevor sie sich zu weit ausbreiten. Überwachung und

280 Management müssen eine gemeinsame Anstrengung von Mykologen/Naturschützern, Regulierungsbehörden, Landwirten

281 , der Mykoindustrie – einschließlich der Produktion von Mykorrhiza-Impfstoffen und Lebensmitteln – und

282 Bürgerwissenschaftlern. Bei Pflanzen können bürgerwissenschaftliche Ansätze zur Überwachung der neuesten Arten, die

283 weisen ein invasives Potenzial auf (Dehnen-Schmutz & Conroy, 2018) und werden in einer wachsenden

284 Ländern eingesetzt (Dehnen-Schmutz, pers. Mitteilung), und dies scheint ein naheliegender Ansatz bei

285 Pilze, wo es in vielen Ländern eine reiche Tradition von Amateur-Mykologen gibt, die Pilze dokumentieren

286 (Andrew *et al.*, 2017). In Europa wurde eine Community-Science-Initiative ins Leben gerufen, um dies zu tun (Mielke *et al.*,

287 2025; FunDive, Eyes on Alien Mushrooms).

288 Die Suche nach potenziellen invasiven Arten erfolgt in der Regel bei Pflanzen, Tieren und pathogenen Pilzen.

289 Der gleiche systematische Prozess ist für saprotrophe und mykorrhizische Pilze erforderlich, insbesondere für solche, die

290 , die zu Nahrungs- oder medizinischen Zwecken angebaut werden, oder für kommerzielle Stämme von vermutlich nützlichen Arten. Einige

Länder wie Schweden (SLU Artdatabanken, 2025) und Norwegen (NBIC, 2023) sind bereits eine Vorreiterrolle ein, indem sie eine Horizontalanalyse nicht-pathogener Makropilze einschließlich kultivierter Arten durchführen. Dickie *et al.* (2016) haben einige Managementoptionen für invasive Ektomykorrhizapilze untersucht. Die Bekämpfung invasiver Arten ist sehr schwierig; Vorbeugen ist eindeutig besser als Heilen, aber wenn die Vorbeugung gescheitert ist, bieten Früherkennung und schnelle Reaktion wahrscheinlich die besten Chancen für eine erfolgreiche Ausrottung/Bekämpfung bieten.

5 Schlussbemerkungen

Ziel 6 des Globalen Rahmenwerks für die biologische Vielfalt ist eindeutig in Bezug auf die Risiken invasiver gebietsfremder Arten. Um dieses ehrgeizige Ziel zu erreichen, müssen wir neben Pflanzen und Tieren auch Pilzinvasionen bekämpfen Tiere (Fungal Conservation Network, 2024). Zahlreiche eingeführte Pflanzen sind aus der Kultivierung entkommen in die freie Natur (Dehnen-Schmutz, 2022), wobei die Zeitspanne zwischen der Einführung und der verläuft sehr unterschiedlich. Im Vereinigten Königreich beispielsweise, das auf eine lange Geschichte des Sammelns und Imports zurückblickt Pflanzen aus aller Welt, wobei dies zwischen 4 und über 350 Jahren variiert (Hill *et al.*, 2005), sodass es sich um Pflanzen, die derzeit kultiviert werden, am ehesten als nächste invasive Arten identifiziert werden (Dehnen-Schmutz, 2011), und die Auswirkungen der Einführung neuer Arten werden möglicherweise erst in mehreren Generationen in der Zukunft sichtbar werden. Dies macht sofort deutlich, wie wichtig eine sorgfältige Abwägung ist. Welche Probleme könnten die derzeitigen Praktiken der Pilzzüchtung und -impfung in Zukunft mit sich bringen? Wir gehen davon aus, dass die Gefahr zunehmen wird, wenn neue Stämme für diese Zwecke entwickelt werden. Invasive Mykorrhizapilze, die versehentlich in Bäumen für die Schaffung von Waldplantagen außerhalb ihres Verbreitungsgebiets, liefern eine lehrreiche Lektion über den Schaden, den nicht heimische Pilze in natürlichen Ökosystemen anrichten können (Abschnitt 2.1). Dennoch nehmen die Produktion und der Einsatz von Mykorrhiza-Impfstoffen zu. Der Markt Der Marktwert für Mykorrhiza-Impfstoffe liegt weltweit bereits bei 1,3 Milliarden und soll bis 2030 auf über 2 Milliarden steigen (Mordor Intelligence, 2026). Daher nimmt ihre Verwendung, obwohl sie bereits weit verbreitet ist, weiter zu, und Produkte, die Arten/Stämme enthalten, die nicht in einer Region heimisch sind oder eine begrenzte genetische Vielfalt aufweisen könnten potenziell erhebliche negative Folgen für einheimische Populationen, Gemeinschaften und Ökosystemfunktionen haben. Großflächiger Freilandanbau nicht heimischer Speisepilze, darunter beispielsweise *Pleurotus citrinopileatus*, heimisch in Asien, ist bereits in Nordamerika weit verbreitet und taucht auch in Europa auf (Abschnitt 2.2). Nicht heimische Genotypen heimischer Arten sind ebenso besorgniserregend, da Hybridisierung, sowohl innerhalb als auch zwischen Arten die genetische Vielfalt bedrohen und im schlimmsten Fall zum Aussterben von Genotypen oder Arten durch genetische Überflutung und Verwässerung führen. Selbst kleine, lokal begrenzte Freisetzungen können ein Problem für geschützte Taxa darstellen, wie beispielsweise *Herichium*-Arten in Europa, da *H. erinaceus* aus nicht-lokalen

Das Inokulum aus natürlichen Quellen wird zunehmend kultiviert. Die Inokulation mit nicht heimischen Arten/Stämmen zum Zwecke der Erhaltung und Lebensraumschaffung bergen die gleichen Risiken, doch wenn die bereits formuliert wurden, sollte das Risiko sehr gering sein (Nordén et al. 2020).

Wir empfehlen dringend: (1) die absichtliche Einführung exotischer oder kommerziell veränderter Genotypen/Arten einzustellen; (2) die Verwendung von nicht-pathogenen Makropilzen, die entweder freigesetzt werden, zu regulieren absichtlich oder versehentlich zum Nutzen des Menschen, mit der Verpflichtung, eine Risikobewertung durchzuführen und Angabe der Artnamen und des Herkunftslandes auf allen Pilzinokulumprodukten; (3) Bekämpfung invasiver Pilze durch Aufnahme in bestehende Vorschriften für invasive Arten, ähnlich wie bei Tieren und Pflanzen durch staatliche Institutionen; (4) eine gemeinsame Anstrengung institutioneller Kultursammlungen und der Züchtungsgemeinschaft zur gemeinsamen Schaffung einer dezentralisierten nationalen Kultursammlung geeigneter Genotypen, die zugänglich ist Forschern, Landwirten und der Industrie zu minimalen Kosten, die offiziell registriert sind und aus langjährigen Kontinuität usw. stammen, (5) neben Engagement-Aktivitäten, die die Notwendigkeit dieser Maßnahmen und die Folgen der Verwendung von Kulturen unbekannter Herkunft mit unbekannten Risiken

Referenzen

Abdulgani, R., Lau, C. C., Abdullah, N., & Vikineswary, S. (2017). Morphologische und molekulare Charakterisierung von *Pleurotus pulmonarius*-Hybriden mit verbesserten Sporophor-Eigenschaften und höherer Biologische Wirksamkeit. *International Journal of Agriculture and Biology*, 19(4), 707–712. <https://doi.org/10.17957/IJAB/15.0343>

Aiduang, W., Chanthaluck, A., Kumla, J., Jatuwong, K., Srinuanpan, S., Waroonkun, T., Oranratmanee, R., Lumyong, S., & Suwannarach, N. (2022). Erstaunliche Pilze für umweltfreundliche Verbundwerkstoffe: Eine umfassende Übersicht. *Journal of Fungi*, 8(8), 842. <https://doi.org/10.3390/jof8080842>

Anderson, P. K., Cunningham, A. A., Patel, N. G., Morales, F. J., Epstein, P. R., & Daszak, P. (2004). Neu auftretende Infektionskrankheiten bei Pflanzen: Pathogenbelastung, Klimawandel und Agrartechnologie Treiber. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(10), 535–544. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.07.021>

Andrew, C., Heegaard, E., Kirk, P. M., Bässler, C., Heilmann-Clausen, J., Krisai-Greilhuber, I., Kuyper, T. W., Senn-Irlet, B., Büntgen, U., Díez, J., Egli, S., Gange, A. C., Halvorsen, R., Høiland, K., Nordén, J., Rustøen, F., Boddy, L., & Kauserud, H. (2017). Big-Data-Integration: Paneuropäische Pilzarten Zusammenstellung von Beobachtungen zur Behandlung aktueller Fragen in den Bereichen Ökologie und globale Veränderungen Biologie. *Fungal Biology Reviews*, 31(2), 88–98. <https://doi.org/10.1016/j.fbr.2017.01.001>

- 352 FAO. (2017). *Leitlinien für die Registrierung von mikrobiellen, botanischen und semiochemischen Schädlingsbekämpfungsmitteln*
 353 *zur Verwendung im Pflanzenschutz und im Bereich der öffentlichen Gesundheit*. Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten
 354 .
- 355 Barh, A., Sharma, V. P., Annepu, S. K., Kumari, B., Kamal, S. und Kumar, A. (2024). Schätzung der genetischen
 356 Vielfalt für die interspezifische Hybridisierung bei *Pleurotus* spp. *Vegetos*, 37(1), 155–164.
 357 <https://doi.org/10.1007/s42535-023-00575-8>
- 358 Basiru, S., & Hijri, M. (2022). Die potenziellen Anwendungen kommerzieller arbuskulärer Mykorrhiza-Pilz-Impfstoffe
 359 und ihre ökologischen Folgen. *Mikroorganismen*, 10(10), 1897.
 360 <https://doi.org/10.3390/microorganisms10101897>
- 361 Booy, O., (2019). *Priorisierung des Managements invasiver gebietsfremder Arten*. Doktorarbeit Newcastle
 362 . Verfügbar unter: <<http://theses.ncl.ac.uk/jspui/handle/10443/4926>> [Zugriff am 10. Dezember
 363 2025].
- 364 Brasier, C. M. (2008). Die Gefahr für die biologische Sicherheit des Vereinigten Königreichs und der globalen Umwelt durch internationale
 365 Handel mit Pflanzen. *Plant Pathology*, 57(5), 792–808. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2008.01886.x>
- 366 Bridge, P. D., & Prior, C. (2010). Wachstum und Ausbreitung des mit Holzschnitzeln assoziierten Pilzes *Leratiomyces*
 367 *ceres* in ungestörten Gartenböden. *Fungal Ecology*, 3(3), 234–239.
 368 <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2009.10.007>
- 369 van Broeck, A., Villar, M., Van Bockstaele, E., & Van Slycken, J. (2005). Natürliche Hybridisierung zwischen
 370 kultivierten Pappeln und ihren wilden Verwandten: Beweise und Folgen für einheimische Pappelpopulationen.
 371 *Annals of Forest Science*, 62(7), 601–613. <https://doi.org/10.1051/forest:2005072>
- 372 Bruce, A. L. (2018). *Populationsgenomische Einblicke in die Etablierung nicht heimischer Goldausternpilze*
 373 *(Pleurotus citrinopileatus) in den Vereinigten Staaten* (Masterarbeit, University of
 374 Wisconsin–La Crosse). Verfügbar unter: <http://digital.library.wisc.edu/1793/79004>
- 375 Castro Monzón, F., Rödel, M.-O., & Jeschke, J. M. (2020). Verfolgung der weltweiten Ausbreitung von *Batrachochytrium dendrobatidis*
 376 Infektion weltweit. *EcoHealth*, 17(3), 270–279. <https://doi.org/10.1007/s10393-020-01504-w>

- 377 Cesaroni, V., Brusoni, M., Cusaro, C. M., Girometta, C., Perini, C., Picco, A. M., Rossi, P., Salerni, E., &
378 Savino, E. (2019). Phylogenetischer Vergleich zwischen italienischen und weltweiten *Hericium*-Arten
379 (*Agaricomycetes*). *International Journal of Medicinal Mushrooms*, 21(10), 943–954.
380 <https://doi.org/10.1615/IntJMedMushrooms.2019032561>
- 381 Chapela, I. H., Osher, L. J., Horton, T. R. & Henn, M. R. (2001). Mit
382 exotischen Kiefernplantagen führen zu einer Verarmung des Bodens an Kohlenstoff. *Soil Biology and Biochemistry*, 33(12), 1733–
383 1740. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00153-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00153-6)
- 384 Chang, S.-T. (2006). Die weltweite Pilzindustrie: Trends und technologische Entwicklungen.
385 *International Journal of Medicinal Mushrooms*, 8(4), 297–314.
386 <https://doi.org/10.1615/IntJMedMushr.v8.i4.10>
- 387 Chaudhary, R., Nawaz, A., Khattak, Z., Butt, M. A., Fouillaud, M., Dufossé, L., Munir, M., Haq, I.-U., &
388 Mukhtar, H. (2024). Mikrobielle biologische Bekämpfungsmittel: Eine umfassende Analyse zum nachhaltigen Pflanzenschutz
389 in der Landwirtschaft. *Journal of Agriculture and Food Research*, 18, 101421.
390 <https://doi.org/10.1016/j.jafr.2024.101421>
- 391 Chutimanukul, P., Phatthanamas, W., Thepsilvisut, O., Chantarachot, T., Thongtip, A., &
392 Chutimanukul, P. (2023). Kommerzielle Produktion von Yamabushitake-Pilzen (*Hericium*
393 *erinaceus* (Bull.) Pers. 1797) unter Verwendung von Gummi- und Bambussägemehlsubstraten in tropischen Regionen.
394 *Scientific Reports*, 13, 13316. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-40601-y>
- 395 Coakley, S., & Petti, C. (2021). Auswirkungen der invasiven *Impatiens glandulifera*: Lehren aus
396 einer der invasivsten Arten Europas. *Biology*, 10(7), 619. <https://doi.org/10.3390/biology10070619>
- 397 Cornell, C., Kokkoris, V., Richards, A., Horst, C., Rosa, D., Bennett, J. A., & Hart, M. M. (2021). Beeinflussen
398 Bioinokulanzen die ansässigen mikrobiellen Gemeinschaften? Eine Metaanalyse. *Frontiers in Agronomy*, 3,
399 753474. <https://doi.org/10.3389/fagro.2021.753474>
- 400 Datta, A., Kumschick, S., Geerts, S., & Wilson, J. R. U. (2020). Identifizierung sicherer Sorten invasiver
401 Pflanzen: Sechs Fragen zur Risikobewertung, zum Management und zur Kommunikation. *NeoBiota*, 62, 81–97.
402 <https://doi.org/10.3897/neobiota.62.50659>

- 403 de Mattos-Shipley, K. M. J., Ford, K. L., Alberti, F., Banks, A. M., Bailey, A. M., & Foster, G. D. (2016).
404 Das Gute, das Schlechte und das Schmackhafte: Die vielfältigen Rollen von Pilzen. *Studien zur Mykologie*, 85, 125–157.
405 <https://doi.org/10.1016/j.simyco.2016.11.002>
- 406 Ministerium für Umwelt, Ernährung und ländliche Angelegenheiten (Defra) 2025. *Umweltverbesserungsplan*
407 *(EIP) 2025*. Verfügbar unter: [https://www.gov.uk/government/publications/environmental-](https://www.gov.uk/government/publications/environmental-improvement-plan-2025/environmental-improvement-plan-eip-2025)
408 [improvement-plan-2025/environmental-improvement-plan-eip-2025](https://www.gov.uk/government/publications/environmental-improvement-plan-2025/environmental-improvement-plan-eip-2025)
- 409 Dehnen-Schmutz, K. (2011). Bestimmung der Nicht-Invasivität von Zierpflanzen zur Erstellung von Grünen Listen.
410 *Journal of Applied Ecology*, 48(6), 1374–1380. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02061.x>
- 411 Dehnen-Schmutz, K., Pescott, O. L., Booy, O., & Walker, K. J. (2022). Die Integration von Expertenwissen auf
412 regionaler und nationaler Ebene verbessert die Folgenabschätzung nicht heimischer Arten. *NeoBiota*, 77, 79–
413 100. <https://doi.org/10.3897/neobiota.77.89448>
- 414 Dehnen-Schmutz, K., & Conroy, J. (2018). Zusammenarbeit mit Gärtnern zur Identifizierung potenziell invasiver
415 Ziergartenpflanzen – Test eines bürgerwissenschaftlichen Ansatzes. *Biologische Invasionen*, 20(11), 3069–
416 3077. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1759-3>
- 417 Dehnen-Schmutz, K., & Williamson, M. (2006). *Rhododendron ponticum* in Großbritannien und Irland: Soziale,
418 economic and ecological factors in its successful invasion. *Environment and History*, 12(3), 325–350.
419 <https://doi.org/10.3197/096734006778226355>
- 420 Dell, B., Malajczuk, N., & Dunstan, W. A. (2002). Persistenz einiger australischer Pisolithus-Arten
421 in Eukalyptusplantagen in China eingeführt. *Forest Ecology and Management*, 169(3), 271–281.
422 [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00750-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00750-2)
- 423 Desprez-Loustau, M.-L., Robin, C., Buée, M., Courtecuisse, R., Garbaye, J., Suffert, F., Sache, I., &
424 Rizzo, D. M. (2007). Die pilzliche Dimension biologischer Invasionen. *Trends in Ecology & Evolution*,
425 22(9), 472–480. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.04.005>
- 426 Dickie, I. A., Nuñez, M. A., Pringle, A., Lebel, T., Tourtellot, S. G., & Johnston, P. R. (2016). Auf dem Weg zu
427 Management invasiver Ektomykorrhizapilze. *Biologische Invasionen*, 18(12), 3383–3395.
428 <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1243-x>

- 429 Díez, J. (2005). Invasionsbiologie australischer Ektomykorrhizapilze, die mit Eukalyptusplantagen auf die Iberische Halbinsel eingeschleppt
wurden. *Biologische Invasionen*, 7(1), 3–15.
- 430 auf die Iberische Halbinsel eingeführt wurden. *Biologische Invasionen*, 7(1), 3–15.
- 431 <https://doi.org/10.1007/s10530-004-9624-y>
- 432 Dong, Y., Miao, R., Feng, R., Wang, T., Yan, J., Zhao, X., Han, X., Gan, Y., Lin, J., Li, Y., Gan, B., & Zhao,
J. (2022). Züchtungstechniken für essbare und medizinische Pilze, eine Übersicht: Aktueller Stand und Zukunft
Aussichten. *Aktuelle Forschung in der Lebensmittelwissenschaft*, 5, 2070–2080.
- 433
434
435 <https://doi.org/10.1016/j.crfs.2022.09.004>
- 436 Elnahal, A. S. M., El-Saadony, M. T., Saad, A. M., Desoky, E.-S. M., El-Tahan, A. M., Rady, M. M.,
437 AbuQamar, S. F. und El-Tarabily, K. A. (2022). Der Einsatz mikrobieller Impfstoffe zur biologischen Schädlingsbekämpfung,
438 Förderung des Pflanzenwachstums und nachhaltige Landwirtschaft: Eine Übersicht. *European Journal of Plant Pathology*,
439 162(4), 759–792. <https://doi.org/10.1007/s10658-021-02393-7>
- 440 FunDive, Augen auf fremde Pilze. (2026). Augen auf fremde Pilze – FunDive. *Feldmykologie*.
- 441 Behandeln Sie dies wie einen Zeitschriftenartikel: *Werden Sie Mitglied bei FunDive und helfen Sie Mykologen dabei, ein tieferes Verständnis
der Pilzvielfalt*
- 442 *in Europa zu gewinnen!*
- 443 FunDive, Augen auf fremde Pilze. [Augen auf fremde Pilze – FunDive](#) [Zugriff im Januar 2026].
- 444 Fungal Conservation Network. (2024). *Beitrag von Pilzen zum globalen Rahmenwerk für Biodiversität*.
- 445 Fungal Conservation Network. <https://doi.org/10.5281/zenodo.14680634>
- 446 GBIF-Sekretariat. (2023). *Pleurotus citrinopileatus* Singer. In GBIF Backbone Taxonomy. Checkliste
- 447 Datensatz. <https://doi.org/10.15468/39omei> (Zugriff über GBIF.org am 16.12.2025).
- 448 Gerngross, P., Ambarli, H., Angelici, F. M., Anile, S., Campbell, R., Ferreras de Andres, P., Gil-Sanchez,
449 J. M., Götz, M., Jerosch, S., Mengüllüoğlu, D., Monterroso, P., & Zlatanova, D. (2023). *Felis silvestris*
450 (geänderte Fassung der Bewertung von 2022). *Die Rote Liste der bedrohten Arten der IUCN 2023*:
451 e.T181049859A224982454. [https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2023-](https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2023-1.RLTS.T181049859A224982454.en)
452 1.RLTS.T181049859A224982454.en
- 453 Ghorui, M., Chowdhury, S., Balu, P. & Burla, S. (2024). Arbuskuläre Mykorrhiza-Impfstoffe und ihre
454 Regulierungslandschaft. *Heliyon*, 10(9), e19836. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e19836>

- 455 Goettel, M. S., Eilenberg, J., & Glare, T. R. (2001). Sicherheit von biologischen Bekämpfungsmitteln auf Pilzbasis. In T. R. Glare &
456 M. S. Goettel (Hrsg.), *Pilze als biologische Bekämpfungsmittel: Fortschritte, Probleme und Potenziale* (S. 347–375).
457 CABI Publishing.
- 458 Govindu, D., Duvva, A. und Podeti, S. (2020). Mykorrhiza-Anwendungen in der nachhaltigen Forstwirtschaft. In
459 *Mykorrhizapilze – Nutzung in Landwirtschaft und Forstwirtschaft*. IntechOpen.
460 <https://doi.org/10.5772/intechopen.94580>
- 461 Haelewaters, D., Quandt, C. A., Bartrop, L., Cazabonne, J., Crockatt, M. E., Cunha, S. P., De Lange, R.,
462 Dominici, L., Douglas, B., Drechsler-Santos, E. R., Heilmann-Clausen, J., Irga, P. J., Jakob, S., Lofgren,
463 L., Martin, T. E., Muchane, M. N., Stallman, J. K., Verbeken, A., Walker, A. K., & Gonçalves, S. C.
464 (2024). Die Kraft der Bürgerwissenschaft zur Förderung des Pilzschutzes. *Conservation Letters*, 17,
465 e13013. <https://doi.org/10.1111/conl.13013>
- 466 Halama, M. (2016). *Agrocybe putaminum* (Agaricales, Basidiomycota), neu für Polen. *Polnisches*
467 *Botanical Journal*, 61(2), 293–299. <https://doi.org/10.1515/pbj-2016-0022>
- 468 Hallenberg, N., Nilsson, R. H. und Robledo, G. (2013). Artenkomplexe in *Hericium* (Russulales,
469 Agaricomycota) und eine neue Art – *Hericium rajchenbergii* – aus dem südlichen Südamerika.
470 *Mycological Progress*, 12(2), 413–420. <https://doi.org/10.1007/s11557-012-0848-4>
- 471 Hart, M. M., Antunes, P. M. und Abbott, L. K. (2017). Unbekannte Risiken für die Bodenbiodiversität durch
472 kommerziellen Pilzinokulantien. *Nature Ecology & Evolution*, 1, 0115. [https://doi.org/10.1038/s41559-](https://doi.org/10.1038/s41559-017-0115)
473 017-0115
- 474 Hill, M., Baker, R., Broad, G., Chandler, P.J., Copp, G.H., Ellis, J., Jones, D., Hoyland, C., Laing, I.,
475 Longshaw, M., Moore, N., Parrott, D., Pearman, D., Preston, C., Smith, R.M. und Waters, R. 2005.
476 *Audit nicht heimischer Arten in England*. Peterborough: Natural England.
- 477 Hoeksema, J. D., Averill, C., Bhatnagar, J. M., Brzostek, E., Buscardo, E., Chen, K.-H., Liao, H.-L., Nagy,
478 L., Policelli, N., Ridgeway, J., Rojas, J. A. und Vilgalys, R. (2020). Ektomykorrhizale Pflanzen-Pilz-Koinvasionen
479 als natürliche Experimente zur Verknüpfung von Pflanzen- und Pilzmerkmalen mit ihren Auswirkungen auf das Ökosystem
480 . *Frontiers in Forests and Global Change*, 3, 84.
481 <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00084>

- 482 IPBES. (2023). *Thematischer Bewertungsbericht über invasive gebietsfremde Arten und ihre Bekämpfung – Zusammenfassung für*
483 *politische Entscheidungsträger* (Roy, H. E., Pauchard, A., Stoett, P., Renard Truong, T., Bacher, S., Galil, B. S., Hulme, P.
484 E., Ikeda, T., Sankaran, K. V., McGeoch, M. A., Meyerson, L. A., Nuñez, M. A., Ordonez, A., Rahlao, S.
485 J., Schwindt, E., Seebens, H., Sheppard, A. W. und Vandvik, V., Hrsg.). IPBES, Bonn, Deutschland.
- 486 IUCN Species Survival Commission. (2013). *Leitlinien für Wiederansiedlungen und andere Umsiedlungen zu Naturschutzzwecken*
487 *Umsiedlungen (Version 1.0)*. IUCN Species Survival Commission. Verfügbar unter:
488 <https://portals.iucn.org/library/node/10386>
- 489 Jayaraman, S., Yadav, B., Dalal, R. C., Naorem, A., Sinha, N. K., Srinivasa Rao, C., Dang, Y. P., Patra, A.
490 K., Datta, S. P. und Subba Rao, A. (2024). Pilzzucht: Eine Übersicht mit Schwerpunkt auf Bodengesundheit,
491 Ernährungssicherheit und ökologische Nachhaltigkeit. *Farming System*, 2(3), 100098.
492 <https://doi.org/10.1016/j.farsys.2024.100098>
- 493 Kerrigan, R. W., Carvalho, D. B., Horgen, P. A. und Anderson, J. B. (1998). Die einheimische Küsten
494 Die kalifornische Population des Pilzes *Agaricus bisporus*, einer kultivierten Art, könnte vom Aussterben bedroht sein
495 . *Molecular Ecology*, 7(1), 35–45. <https://doi.org/10.1046/j.1365-294x.1998.00314.x>
- 496 Kinlock, N. L., Dehnen-Schmutz, K., Essl, F., Pergl, J., Pyšek, P., Kreft, H., Weigelt, P., Yang, Q., & van
497 Kleunen, M. (2022). Die Einführungsgeschichte beeinflusst die Naturalisierung und Invasivität von Kulturpflanzen
498 Pflanzen. *Global Ecology and Biogeography*, 31(6), 1104–1119. <https://doi.org/10.1111/geb.13486>
- 499 Kinnunen, M., Dechesne, A., Proctor, C., Hammes, F., Johnson, D., Quintela-Baluja, M., Graham, D.,
500 Daffonchio, D., Fodelianakis, S., Hahn, N., Boon, N., & Smets, B. F. (2016). Ein konzeptioneller Rahmen
501 für die Invasion in mikrobielle Gemeinschaften. *The ISME Journal*, 10(11), 2773–2779.
502 <https://doi.org/10.1038/ismej.2016.75>
- 503 van Kleunen, M., Essl, F., Pergl, J., Brundu, G., Carboni, M., Dullinger, S., Early, R., González-Moreno,
504 P., Groom, Q. J., Hulme, P. E., Kueffer, C., Kühn, I., Máguas, C., Maurel, N., Novoa, A., Parepa, M.,
505 Pyšek, P., Seebens, H., Tanner, R., Touza, J., Verbrugge, L., Weber, E., Dawson, W., Kreft, H., Weigelt,
506 P., Winter, M., Klöner, G., Talluto, L., & Dehnen-Schmutz, K. (2018). Die sich wandelnde Rolle des
507 Zierpflanzenbau bei der Invasion gebietsfremder Pflanzen. *Biological Reviews*, 93(3), 1421–1437.
508 <https://doi.org/10.1111/brv.12402>

- 509 Koch, A. M., Antunes, P. M., Barto, E. K., Cipollini, D., Mummey, D. L., & Klironomos, J. N. (2011). Die
510 Auswirkungen der Einführung von arbuskulären Mykorrhiza-Pilzen (AM) und Knoblauch-Senf auf die Vielfalt einheimischer AM-Pilze
511 . *Biologische Invasionen*, 13(7), 1627–1639. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9916-6>
- 512 Koga, J., Thorn, R. G., & Langer, E. (2025). Eine Multilocus-Phylogenie von *Hericium* (Hericiaceae,
513 Russulales). *Persoonia*, 55, 141–157. <https://doi.org/10.3767/persoonia.2025.55.04>
- 514 Laikre, L., Schwartz, M. K., Waples, R. S., Ryman, N., & The GeM Working Group. (2010).
515 Gefährdung der genetischen Vielfalt in der Natur: Unkontrollierte großflächige Freisetzung von Pflanzen und Tieren.
516 *Trends in Ecology & Evolution*, 25(9), 520–529. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.06.013>
- 517 Lustenhouwer, N., Maynard, D. S., Bradford, M. A., Lindner, D. L., Oberle, B., Zanne, A. E. &
518 Crowther, T. W. (2020). Ein merkmalsbasiertes Verständnis der Holzerlegung durch Pilze. *Proceedings of*
519 *der National Academy of Sciences*, 117(21), 11551–11558.
520 <https://doi.org/10.1073/pnas.1909166117>
- 521 Manzoor, S. A., Griffiths, G., Obiakara, M. C., Esparza-Estrada, C. E., & Lukac, M. (2020). Nachweis von
522 Ökologische Nischenverschiebung bei *Rhododendron ponticum* (L.) in Großbritannien: Hybridisierung als mögliche Ursache für
523 rasche Nischenausdehnung. *Ecology and Evolution*, 10(4), 2040–2050. <https://doi.org/10.1002/ece3.6036>
- 524 Marino, J., & Sillero-Zubiri, C. (2011). *Canis simensis*. Die Rote Liste der bedrohten Arten der IUCN 2011:
525 e.T3748A10051312. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-1.RLTS.T3748A10051312.en>
- 526 Martignoni, M. M., Garnier, J., Hart, M. M. und Tyson, R. C. (2020). Untersuchung der Auswirkungen des
527 Mykorrhiza-Inokulums auf die ansässige Pilzgemeinschaft und das Pflanzenwachstum. *Ecological Modelling*,
528 438, 109321. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109321>
- 529 Mejnartowicz, L. (1996). Cisovka – Die Reliktpopulation von *Abies alba* und ihre Beziehung zu
530 künstlich angelegten Weißtannenbeständen im Urwald von Białowieża. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*,
531 65(3–4), 319–328. <https://doi.org/10.5586/asbp.1996.042>
- 532 Mielke, L., Haelewaters, D., De-Miguel, S., Fachada, V., Gross, A., Kauserud, H., Krah, F.-S., Niskanen,
533 T., Nuytinck, J., Picek, L., & Pöldmaa, K. (2025). Machen Sie mit bei FunDive und helfen Sie Mykologen, ein tieferes
534 Verständnis der Pilzvielfalt in Europa zu gewinnen! *Feldmykologie*, 26(3), 78–86.
535 <https://doi.org/10.63482/cjrsjb84> europepmc.org

- 536 Monteiro, M., Reino, L., Schertler, A., Essl, F., Figueira, R., Ferreira, M. T. und Capinha, C. (2020). Eine
537 Datenbank zur globalen Verbreitung gebietsfremder Makropilze. *Biodiversity Data Journal*, 8, e51459.
538 <https://doi.org/10.3897/BDJ.8.e51459>
- 539 Monteiro, M., Capinha, C., Ferreira, M. T., Nuñez, M. A., & Reino, L. (2023). Negative und positive
540 Auswirkungen gebietsfremder Makropilze: Eine Datenbank auf globaler Ebene. *NeoBiota*, 85, 23–42.
541 <https://doi.org/10.3897/neobiota.85.101770>
- 542 Mordor Intelligence. (2026). *Bericht über Marktgröße und Marktanteil von Bio-Düngemitteln auf Mykorrhiza-Basis 2030*.
543 Verfügbar unter [https://www.mordorintelligence.com/industry-reports/mycorrhiza-based-biofertilizer-](https://www.mordorintelligence.com/industry-reports/mycorrhiza-based-biofertilizer-Markt)
544 [Markt](#). [Zugriff im Januar 2026] .
- 545 More, A. B., Chandola, V. & Bhat, S. (2025). *Marktbericht zur Pilzzucht: Globale Prognose*
546 *von 2025 bis 2033*. DataIntel. Verfügbar unter: [https://dataintel.com/report/mushroom-cultivation-](https://dataintel.com/report/mushroom-cultivation-market)
547 [market](#) [Zugriff im Januar 2026].
- 548 Nauta, M. (2003). Eine neue *Agrocybe*-Art auf Holzspänen in Nordwesteuropa. *Persoonia – Molecular*
549 *Phylogenie und Evolution von Pilzen*, 18(2), 271–274.
- 550 Nordén, J., Abrego, N., Boddy, L., Bässler, C., Dahlberg, A., Halme, P., Hällfors, M., Maurice, S.,
551 Menkis, A., Miettinen, O., Mäkipää, R., Ovaskainen, O., Penttilä, R., Saine, S., Snäll, T. und Junninen, K.
552 (2020). Zehn Grundsätze für die Umsiedlung bedrohter holzbewohnender Pilze zu Naturschutzzwecken. *Fungal*
553 *Ecology*, 44, 100919. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2020.100919>
- 554 Norwegisches Informationszentrum für Biodiversität (NBIC). (2023). *Fremmede arter i Norge – med økologisk*
555 *risiko 2023*. <https://lister.artsdatabanken.no/fremmedartslista/2023>. [Zugriff im Januar 2026].
- 556 Orton, E. S., Brasier, C. M., Bilham, L. J., Bansal, A., Webber, J. F. und Brown, J. K. M. (2018).
557 Populationsstruktur des Erregers des Eschensterbens *Hymenoscyphus fraxineus* in Bezug auf seine Ankunftsart
558 seiner Ankunft im Vereinigten Königreich. *Plant Pathology*, 67(2), 255–264. <https://doi.org/10.1111/ppa.12762>
- 559 Pietras, M., Kolanowska, M., & Selosse, M.-A. (2021). *Quo vadis?* Historische Verbreitung und Auswirkungen des
560 Klimawandel auf die weltweite Verbreitung des australasiatischen Pilzes *Clathrus archeri* (Phallales,
561 Basidiomycota). *Mycological Progress*, 20, 299–311. <https://doi.org/10.1007/s11557-021-01669-w>

- 562 Policelli, N., Bruns, T. D., Vilgalys, R., & Nuñez, M. A. (2019). Suiloid-Pilze als globale Treiber von Kiefernbefall
563 . *New Phytologist*, 223(1), 472–481. <https://doi.org/10.1111/nph.15660>
- 564 Pyšek, P., & Richardson, D. M. (2007). Merkmale, die mit der Invasivität gebietsfremder Pflanzen in Verbindung stehen: Wo
565 stehen wir? In W. Nentwig (Hrsg.), *Biologische Invasionen* (S. 97–125). Springer.
566 https://doi.org/10.1007/978-3-540-36920-2_7
- 567 Pyšek, P., Hulme, P. E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., Dawson, W., Essl, F.,
568 Foxcroft, L. C., Genovesi, P., Jeschke, J. M., Kühn, I., Liebhold, A. M., Mandrak, N. E., Meyerson, L. A.,
569 Pauchard, A., Pergl, J., Roy, H. E., Seebens, H., van Kleunen, M., Vilà, M., Wingfield, M. J. und
570 Richardson, D. M. (2020). Warnung von Wissenschaftlern vor invasiven gebietsfremden Arten. *Biological Reviews*, 95(6),
571 1511–1534. <https://doi.org/10.1111/brv.12627>
- 572 Ramos, M., Burgos, N., Barnard, A., Evans, G., Preece, J., Graz, M., Ruthes, A. C., Jiménez-Quero, A.,
573 Martínez-Abad, A., Vilaplana, F., Ngoc, L. P., Brouwer, A., van der Burg, B., del Carmen Garrigós, M.,
574 & Jiménez, A. (2019). *Agaricus bisporus* und seine Nebenprodukte als Quelle wertvoller Extrakte und
575 bioaktiven Verbindungen. *Food Chemistry*, 292, 176–187.
576 <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2019.04.035>
- 577 Ricciardi, A., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., Dick, J. T. A., Hulme, P. E., Iacarella, J. C., Jeschke, J. M.,
578 Liebhold, A. M., Lockwood, J. L., MacIsaac, H. J., Pyšek, P., Richardson, D. M., Ruiz, G. M., Simberloff,
579 D., Sutherland, W. J., Wardle, D. A. und Aldridge, D. C. (2017). Invasion Science: Ein Horizontscan
580 aufkommende Herausforderungen und Chancen. *Trends in Ecology & Evolution*, 32(6), 464–474.
581 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.007>
- 582 Ruhsam, M., Kohn, D., Marquardt, J., Leitch, A. R., Schneider, H., Vogel, J., Barrett, S. C. H., Hulme, P.
583 E., Squirrell, J., & Hollingsworth, P. M. (2023). Ist die Hybridisierung mit nicht heimischen Arten derselben Gattung eine
584 Bedrohung für die einheimische britische Glockenblume *Hyacinthoides non-scripta*? *Pflanzen, Menschen, Planet*, 5(6), 963–975.
585 <https://doi.org/10.1002/ppp3.10387>
- 586 Santos, F., Melkani, S., Oliveira-Paiva, C., Bini, D., Pavuluri, K., Gatiboni, L., Silva, F., Cassol, P.,
587 Teixeira, A. F. N., Bernardi, A., Honeycutt, C. W. und Bhadha, J. H. (2024). Einsatz von Biodünger in der
588 Vereinigten Staaten: Definition, Regulierung und Perspektiven. *Angewandte Mikrobiologie und Biotechnologie*, 108(1),
589 511–529. <https://doi.org/10.1007/s00253-024-13347-4>

- 590 Schwartz, M. W., Hoeksema, J. D., Gehring, C. A., Johnson, N. C., Klironomos, J. N., Abbott, L. K. und
591 Pringle, A. (2006). Das Versprechen und die potenziellen Folgen des globalen Transports von
592 Mykorrhiza-Pilz-Inokulum. *Ecology Letters*, 9(5), 501–515. [https://doi.org/10.1111/j.1461-](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00910.x)
593 0248.2006.00910.x
- 594 Shaw, P. J. A., Butlin, J. und Kibby, G. (2004). Pilze in Zierholzschnitzeln in Surrey. *Mycologist*,
595 18(1), 12–15. <https://doi.org/10.1017/S0269915X0400103X>
- 596 SLU Artdatabanken (2025). *Risikoliste für gebietsfremde Arten*
597 2024. <https://artfakta.se/risklistor/2024> [Zugriff im Januar 2026].
- 598 Sonnenberg, A. S. M., Baars, J. J. P., Gao, W., & Visser, R. G. F. (2017). Entwicklungen in der Züchtung von
599 *Agaricus bisporus* var. *bisporus*: Fortschritte und technische und rechtliche Hürden. *Angewandte*
600 *Mikrobiologie und Biotechnologie*, 101(5), 1819–1829. <https://doi.org/10.1007/s00253-017-8102-2>
- 601 Thambugala, K. M., Daranagama, D. A., Phillips, A. J., Kannangara, S. D. und Promputtha, I. (2020).
602 Pilze gegen Pilze in der biologischen Schädlingsbekämpfung: Ein Überblick über Pilzantagonisten, die gegen pflanzliche Pilzpathogene
eingesetzt werden
603 . *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology*, 10, 604923.
- 604 Thomsen, C. N., & Hart, M. M. (2018). Verwendung der Invasionstheorie zur Vorhersage des Schicksals von arbuskulären
605 Mykorrhiza-Pilz-Impfstoffen. *Biologische Invasionen*, 20(9), 2695–2706.
606 <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1746-8>
- 607 Todesco, M., Pascual, M. A., Owens, G. L., Ostevik, K. L., Moyers, B. T., Hübner, S., Heredia, S. M.,
608 Hahn, M. A., Caseys, C., Bock, D. G. und Rieseberg, L. H. (2016). Hybridisierung und Aussterben.
609 *Evolutionary Applications*, 9(7), 892–908. <https://doi.org/10.1111/eva.12367>
- 610 van Griensven, L. J. L. D. (2008). Wissenschaft und Anbau von Speisepilzen. *Canadian Journal of*
611 *Mikrobiologie*, 28, 719–725.
- 612 Veerabahu, A., Banik, M. T., Lindner, D. L., Pringle, A., & Jusino, M. A. (2025). Invasive Goldausternpilze
613 stören die einheimischen Pilzgemeinschaften, während sie sich in ganz Nordamerika ausbreiten.
614 *Current Biology*, 35(16), 3994–4002. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2025.06.049>

- 615 Vellinga, E. C., Wolfe, B. E., & Pringle, A. (2009). Globale Muster der Einführung von Ektomykorrhizen.
616 *New Phytologist*, 181(4), 960–973. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02728.x>
- 617 Vilà, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarošík, V., Maron, J. L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y.,
618 & Pyšek, P. (2011). Ökologische Auswirkungen invasiver gebietsfremder Pflanzen: Eine Metaanalyse ihrer Auswirkungen auf
619 Arten, Gemeinschaften und Ökosysteme. *Ecology Letters*, 14(7), 702–708.
620 <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x>
- 621 Wainhouse, M., & Boddy, L. (2022). Hohlräume in Bäumen schaffen: Lebende Bäume mit holzerstörenden Pilzen impfen
622 zur Erhaltung bedrohter Taxa – Ein Leitfaden für Naturschützer. *Global Ecology and*
623 *Conservation*, 33, e01967. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01967>
- 624 Wainhouse, M., Wright, R., & O’Brien, K. (2025). Die Zukunft der Pilze: Nachrichten und Ansichten zum Naturschutz. *Field*
625 *Mycology*, 26(3), 102–104. <https://doi.org/10.63482/y0rkd904>
- 626 Wang, Y.-W., McKeon, M. C., Elmore, H., Hess, J., Golan, J., Gage, H., Mao, W., Harrow, L., Gonçalves,
627 S. C., Hull, C. M., & Pringle, A. (2023). Invasive kalifornische Todskappen entwickeln Pilze
628 unisexuell und bisexuell. *Nature Communications*, 14, 6560. [https://doi.org/10.1038/s41467-023-](https://doi.org/10.1038/s41467-023-42317-z)
629 [42317-z](https://doi.org/10.1038/s41467-023-42317-z)
- 630 Wolfe, B. E., Richard, F., Cross, H. B. und Pringle, A. (2010). Verbreitung und Häufigkeit des
631 eingeführten Ektomykorrhizapilzes *Amanita phalloides* in Nordamerika. *New Phytologist*, 185(3),
632 803–816. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2009.03097.x>
- 633 Zhang, Q.-Y., & Dai, Y.-C. (2021). Taxonomie und Phylogenie des *Favolaschia calocera*-Komplexes
634 (Mycenaceae) mit Beschreibungen von vier neuen Arten. *Forests*, 12(10), 1397.
635 <https://doi.org/10.3390/f12101397>