umweltbundesamt

PERSPEKTIVEN FÜR UMWELT & GESELLSCHAFT

Invasive Alien Species

Endbericht

im Rahmen des

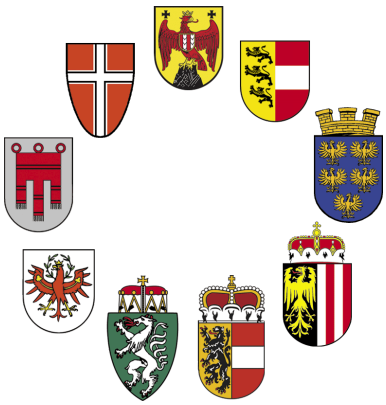
DaFNE-Forschungsprojektes Nr. 101861

umweltbundesamt
PERSPEKTIVEN FÜR UMWELT & GESELLSCHAFT

INVASIVE ALIEN SPECIES – ENDBERICHT

im Rahmen des DaFNE-Forschungsprojektes Nr. 101861 (Umsetzung ausgewählter Artikel der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten – 3. Erweiterung der Unionsliste)

Wolfgang Rabitsch
Helmut Kudrnovsky
David Paternoster



REPORT
REP-0886

WIEN 2023

Projektleitung Wolfgang Rabitsch

Autoren Wolfgang Rabitsch
Helmut Kudrnovsky
David Paternoster

Lektorat Maria Deweis

Layout Elisabeth Stadler

Umschlagfoto © Umweltbundesamt/Irene Oberleitner

Auftraggeber Amt der Burgenländischen Landesregierung
Amt der Kärntner Landesregierung
Amt der Niederösterreichischen Landesregierung
Amt der Oberösterreichischen Landesregierung
Amt der Salzburger Landesregierung
Amt der Steiermärkischen Landesregierung
Amt der Tiroler Landesregierung
Amt der Vorarlberger Landesregierung
Amt der Wiener Landesregierung

Publikationen Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter:
https://www.umweltbundesamt.at/

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

Diese Publikation erscheint ausschließlich in elektronischer Form auf https://www.umweltbundesamt.at/.

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2023
Alle Rechte vorbehalten
ISBN 978-3-99004- 726-2

INHALTSVERZEICHNIS

ZUSAMMENFASSUNG **6**

SUMMARY **7**

1 EINLEITUNG **8**

2 PRIORISIERUNG DER PFADE **13**

3 ÜBERWACHUNGSSYSTEM **14**

3.1 Allgemeine Komponenten **15**

3.1.1 Landesmuseen 15

3.1.2 Citizen Science und Social Media 15

3.1.3 Streudaten 15

3.1.4 Monitoringaktivitäten 16

3.2 Spezifische (taxonomische) Komponenten **16**

3.2.1 Jagd und Fischerei 16

3.2.2 BirdLife Österreich 17

3.2.3 Floristische Kartierungen 17

3.2.4 Herpetologische Kartierungen 17

3.3 Empfehlungen **17**

4 VERBREITUNGSKARTEN **19**

4.1 Datengrundlagen **19**

4.2 Verbreitungskarten **19**

4.2.1 Schwarzer Zwergwels (*Ameiurus melas*) 20

4.2.2 Baumwürger (*Celastrus orbiculatus*) 21

4.2.3 Himalaja-Knöterich (*Koenigia polystachya*) 22

4.2.4 Wassersalat (*Pistia stratiotes*) 23

4.3 Literatur **25**

5 MANAGEMENTMAßNAHMEN DER WEIT VERBREITETEN ARTEN **26**

5.1 Schwarzer Zwergwels (*Ameiurus melas*) **27**

5.1.1 Vorkommen in Österreich 27

5.1.2 Einbringungs- und Ausbreitungspfade 28

5.1.3 Negative Auswirkungen in Österreich 29

5.1.4 Ziele der Maßnahmen 29

5.1.5 Allgemeine Bestimmungen 30

5.1.6 Maßnahmen 30

5.1.7 Kosten-Wirksamkeits-Analyse ... 33
5.1.8 Priorisierung der Maßnahmen ... 34
5.1.9 Literatur ... 35
5.2 Baumwürger (*Celastrus orbiculatus*) ... 39
5.2.1 Vorkommen in Österreich ... 39
5.2.2 Einbringungs- und Ausbreitungspfade ... 39
5.2.3 Negative Auswirkungen in Österreich ... 40
5.2.4 Ziele der Maßnahmen ... 41
5.2.5 Allgemeine Bestimmungen ... 41
5.2.6 Maßnahmen ... 42
5.2.7 Kosten-Wirksamkeits-Analyse ... 45
5.2.8 Priorisierung der Maßnahmen ... 46
5.2.9 Literatur ... 47
5.3 Himalaya-Knöterich (*Koenigia polystachya*) ... 50
5.3.1 Vorkommen in Österreich ... 50
5.3.2 Einbringungs- und Ausbreitungspfade ... 50
5.3.3 Negative Auswirkungen in Österreich ... 51
5.3.4 Ziele der Maßnahmen ... 52
5.3.5 Allgemeine Bestimmungen ... 52
5.3.6 Maßnahmen ... 53
5.3.7 Kosten-Wirksamkeits-Analyse ... 56
5.3.8 Priorisierung der Maßnahmen ... 57
5.3.9 Literatur ... 59
5.4 Wassersalat (*Pistia stratiotes*) ... 61
5.4.1 Vorkommen in Österreich ... 61
5.4.2 Einbringungs- und Ausbreitungspfade ... 61
5.4.3 Negative Auswirkungen in Österreich ... 62
5.4.4 Ziele der Maßnahmen ... 62
5.4.5 Allgemeine Bestimmungen ... 63
5.4.6 Maßnahmen ... 63
5.4.7 Kosten-Wirksamkeits-Analyse ... 66
5.4.8 Priorisierung der Maßnahmen ... 68
5.4.9 Literatur ... 69
6 KOSTEN-NUTZEN VON SOFORT-MAßNAHMEN ... 72
6.1 Sofort-Maßnahmen ... 74
6.1.1 Argus-Schlangenkopffisch (*Channa argus*) ... 74
6.1.2 Kobold-Kärpfling (*Gambusia affinis*) und Östlicher Moskitofisch (*Gambusia holbrooki*) ... 75
6.1.3 Kettennatter (*Lampropeltis getula*) ... 76

6.2 Mindeststandards für die Erteilung von Ausnahmegenehmigungen 77
6.2.1 Allgemeines 77
6.2.2 Vorschläge für Österreich 78
6.2.3 Sofort-Maßnahmen 80
6.3 Literatur 82

7 RECHTSVORSCHRIFTEN 84

ZUSAMMENFASSUNG

Der vorliegende Endbericht enthält Informationen zu den 22 Arten der 3. Erweiterung der Liste von Arten von unionsweiter Bedeutung im Rahmen der EU-Verordnung 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates über die „Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten“ für Österreich.

Die Analyse der nicht vorsätzlichen Pfade der Einbringung und Ausbreitung dieser 22 Arten bedingt keine wesentlichen Änderungen im Vergleich zu früheren Priorisierungen der Pfade anhand der 66 Arten der ursprünglichen Liste und ihrer ersten und zweiten Erweiterung. Der Pfad „Mit Material aus Gärtnereien und Baumschulen“ hat an Bedeutung gewonnen, mögliche Maßnahmen sind im „Pfad-Aktionsplan, 2. Fassung“ bereits im Pfad „Verunreinigung von Erdreich“ enthalten. Die Überarbeitung der Priorisierung der Pfade (für die 88 Arten der Unionsliste) wird eigenständig publiziert.

In Bezug auf das Überwachungssystem gemäß Artikel 14 der EU-Verordnung ist keine Änderung der bereits früher vorgeschlagenen Vorgehensweise für die Operationalisierung erforderlich. Die Einbindung von unterschiedlichen Datenquellen (z. B. ornitho.at, Citizen Science und Social Media, Landesfischereiverbände, Jagdverbände) und zentralen Datensammelstellen auf Landesebene wird weiterhin empfohlen.

Managementmaßnahmen für vier Arten

Für die vier in Österreich vorkommenden Arten der 3. Erweiterung der Unionsliste (Schwarzer Zwergwels, Baumwürger, Himalaya-Knöterich, Wassersalat) wurden Verbreitungskarten im 10 x 10 km-Raster erstellt sowie Managementmaßnahmen ausgearbeitet. Diese Maßnahmen stellen einen Optionenkatalog dar, der den zuständigen Behörden eine fachliche Grundlage zur weiteren Diskussion mit den betroffenen Stakeholdern und der Öffentlichkeit bietet. Die Ausformulierung und Festlegung der konkret umzusetzenden Managementmaßnahmen erfolgt durch die zuständigen Behörden in ihrem Vollzugsbereich.

Sofortmaßnahmen

Schließlich enthält der vorliegende Endbericht Informationen zu Sofortmaßnahmen für in Österreich nur vereinzelt festgestellte Arten sowie österreichweit empfohlene Mindeststandards für die Erteilung von Ausnahmegenehmigungen für in Labors verwendete Arten der Unionsliste.

SUMMARY

This final report includes information on the 22 species of the 3rd update of the list of species of Union concern under EU Regulation 1143/2014 of the European Parliament and of the Council "on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species" for Austria.

The analysis of the unintentional pathways of introduction and spread of these 22 species does not require significant changes to the previous prioritization of pathways based on the 66 species of the original list and its first and second update. The pathway "Contaminant nursery material" has become more important; possible measures are already included in the "Pathway Action Plan, 2nd version" in the "Contamination of soil" pathway. The revised prioritization of the pathways (for the 88 species of the Union list) will be published in a separate report.

With regard to the monitoring system under Article 14 of the EU Regulation, no change to the operational rationalization approach previously proposed is required. The integration of different data sources (e.g. ornitho.at, citizen science and social media, fishing associations, hunting associations) and central data collection points at the province and the state level are still recommended.

For the four species of the third update of the Union list occurring in Austria (black bullhead, Staff-vine, Himalayan knotweed, water lettuce), distribution maps were produced on a 10 x 10 km grid and management measures were developed. These measures represent a catalog of options that provide the responsible authorities with a basis for further discussion with the affected stakeholders and the public. The responsible authorities in their enforcement area formulate and determine the specific management measures to be implemented.

Finally, this report contains information on rapid response measures for species that have only been identified sporadically in Austria so far, as well as minimum standards recommended throughout Austria for the granting of exemptions for species on the Union list used in laboratories.

1 EINLEITUNG

Rechtliche Grundlage

Mit 01.01.2015 ist die EU-Verordnung 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die „Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten" in Kraft getreten. Die Verordnung enthält Bestimmungen für die Prävention, Minimierung und Abschwächung nachteiliger Auswirkungen der vorsätzlichen und nicht vorsätzlichen Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten auf die Biodiversität in der Europäischen Union. Invasive gebietsfremde Arten sind Arten, deren Einbringung oder Ausbreitung die Biodiversität und die damit verbundenen Ökosystemdienstleistungen gefährdet oder nachteilig beeinflusst.

Unionsliste und deren Erweiterungen

Ein wesentliches Element der EU-Verordnung ist eine dynamische Liste von Arten „von unionsweiter Bedeutung" (Unionsliste, siehe Tabelle 1), für die unterschiedliche Maßnahmen zur Prävention, Früherkennung und sofortigen Beseitigung sowie zum Management umzusetzen sind.

- Nach der Veröffentlichung im Amtsblatt der Europäischen Union ist die erste Liste invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung seit 03.08.2016 in Kraft (Durchführungsverordnung (EU) 2016/1141 vom 13.07.2016). Sie enthält 37 invasive Tier- und Pflanzenarten, von denen 16 in Österreich vorkommen.
- Seit 02.08.2017 ist die erste Erweiterung dieser Liste in Kraft (Durchführungsverordnung (EU) 2017/1263 vom 12.07.2017), die 12 weitere invasive Arten enthält, von denen acht in Österreich vorkommen.
- Seit 15.08.2019 ist die zweite Erweiterung dieser Liste in Kraft (Durchführungsverordnung (EU) 2019/1262 vom 25.07.2019), die 17 weitere invasive Arten enthält, von denen vier in Österreich vorkommen.
- Seit 02.08.2022 ist die dritte Erweiterung dieser Liste in Kraft (Durchführungsverordnung (EU) 2022/1203 vom 12.07.2022), die 22 weitere invasive Arten enthält, von denen vier in Österreich vorkommen.

Fristen für die dritte Erweiterung

Für diese neuen Arten der dritten Erweiterung gelten gemäß der EU-Verordnung folgende Fristen:

- Überarbeitung der Priorisierung der Pfade der unabsichtlichen Einbringung und Ausbreitung (bis 02.02.2024),
- Aufnahme in das Überwachungssystem (bis 02.02.2024),
- Ausarbeitung von Managementmaßnahmen der weit verbreiteten Arten in Österreich (bis 02.02.2024),
- Überarbeitung der Maßnahmen an den Aktionsplänen der Pfade der unabsichtlichen Einbringung und Ausbreitung (bis 02.08.2025).

Projekte des Umweltbundesamtes

Das Umweltbundesamt hat im Rahmen von zwei Projekten prioritäre Pfade, einen Pfad-Aktionsplan sowie mögliche Managementmaßnahmen der weit verbreiteten Arten und Elemente eines Überwachungssystems für die Arten der ursprünglichen Liste und der folgenden Erweiterungen (in Summe 66 Arten) der Unionsliste ausgearbeitet. Die Arbeiten zu den beiden Projekten „Arbeiten zur Umsetzung ausgewählter Artikel der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 über die

Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten“ und „Umsetzung ausgewählter Artikel der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten – 2. Erweiterung der Unionsliste“ erfolgten im Auftrag der Bundesländer.

Priorisierung der Pfade wurde ergänzt

Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurde die Priorisierung der Pfade um die Arten der 3. Erweiterung ergänzt (siehe Tabelle 1) und die Ergebnisse als eigenständiger Bericht publiziert (siehe Kapitel 2). Der Pfad-Aktionsplan (2. Fassung) wurde überarbeitet und liegt als Entwurf (3. Fassung) für weitere Abstimmungen mit betroffenen Stakeholdern und für die erforderliche Öffentlichkeitsbeteiligung vor.

Sofortmaßnahmen und Ausnahmegenehmigungen

Der vorliegende Endbericht enthält Informationen zur Berücksichtigung der 22 Arten der dritten Erweiterung im Überwachungssystem (siehe Kapitel 3) sowie Angaben zur Verbreitung der vier in Österreich als weit verbreitet geltenden Arten (siehe Kapitel 4). Zudem wurden für diese vier Arten Vorschläge von Managementmaßnahmen ausgearbeitet (siehe Kapitel 5). Für in Österreich vereinzelt festgestellte Arten wurden Sofortmaßnahmen ausgearbeitet, um eine Etablierung in der freien Natur zu verhindern (siehe Kapitel 6.1). Schließlich wurden österreichweit empfohlene Mindeststandards für die Erteilung von Ausnahmegenehmigungen für die zwei in Labors verwendeten Arten ausgearbeitet (siehe Kapitel 6.2).

Tabelle 1: Die Arten der Unionsliste (Stand 2023) der Durchführungsverordnung (EU) 2016/1141.

TIERE		**PFLANZEN**	
Wissenschaftlicher Name	**Deutscher Name**	**Wissenschaftlicher Name**	**Deutscher Name**
Callosciurus erythraeus	Pallashörnchen	*Baccharis halimifolia*	Kreuzstrauch
Corvus splendens	Glanzkrähe	*Cabomba caroliniana*	* Karolina-Haarnixe
Eriocheir sinensis	* Chinesische Wollhandkrabbe	*Eichhornia crassipes*	Dickstielige Wasserhyazinthe
Faxonius limosus	* Kamberkrebs	*Heracleum persicum*	Persischer Bärenklau
Faxonius virilis	Viril-Flusskrebs	*Heracleum sosnowskyi*	Sosnowsky-Bärenklau
Herpestes javanicus	Kleiner Mungo	*Hydrocotyle ranunculoides*	Großer Wassernabel
Lithobates catesbeianus	Nordamerikanischer Ochsenfrosch	*Lagarosiphon major*	* Wechselblatt-Wasserpest
Muntiacus reevesii	Chinesischer Muntjak	*Ludwigia grandiflora*	* Großblütiges Heusenkraut
Myocastor coypus	* Nutria	*Ludwigia peploides*	Flutendes Heusenkraut
Nasua nasua	Südamerikanischer Nasenbär	*Lysichiton americanus*	* Gelbe Scheinkalla
Oxyura jamaicensis	* Schwarzkopfruderente	*Myriophyllum aquaticum*	* Brasilianisches Tausendblatt
Pacifastacus leniusculus	* Signalkrebs	*Parthenium hysterophorus*	Karottenkraut

TIERE		PFLANZEN	
Wissenschaftlicher Name	**Deutscher Name**	**Wissenschaftlicher Name**	**Deutscher Name**
Perccottus glenii	Amurgrundel	*Persicaria perfoliata*	Durchwachsener Knöterich
Procambarus clarkii	* Roter Amerikanischer Sumpfkrebs	*Pueraria lobata*	Kudzu
Procambarus virginalis	* Marmorkrebs		
Procyon lotor	* Waschbär		
Pseudorasbora parva	* Blaubandbärbling		
Sciurus carolinensis	Grauhörnchen		
Sciurus niger	Fuchshörnchen		
Tamias sibiricus	Sibirisches Streifenhörn-chen		
Threskiornis aethiopicus	* Heiliger Ibis		
Trachemys scripta	* Nordamerikanische Schmuckschildkröte		
Vespa velutina nigrithorax	Asiatische Hornisse		

** In Österreich vorkommend (mit unterschiedlichem Status).*

Tabelle 2: Die Arten der Unionsliste (Stand 2023) der Durchführungsverordnung (EU) 2017/1263.

TIERE		PFLANZEN	
Wissenschaftlicher Name	**Deutscher Name**	**Wissenschaftlicher Name**	**Deutscher Name**
Alopochen aegyptiaca	* Nilgans	*Alternanthera philoxeroides*	Alligatorkraut
Nyctereutes procyonoides	* Marderhund	*Asclepias syriaca*	* Gewöhnliche Seidenpflanze
Ondatra zibethicus	* Bisamratte	*Elodea nuttallii*	* Schmalblättrige Wasserpest
		Gunnera tinctoria	Mammutblatt
		Heracleum mantegazzianum	* Riesen-Bärenklau
		Impatiens glandulifera	* Drüsiges Springkraut
		Microstegium vimineum	Japanisches Stelzgras
		Myriophyllum heterophyllum	* Verschiedenblättriges Tausendblatt
		Pennisetum setaceum	Rotes Lampenputzergras

** In Österreich vorkommend (mit unterschiedlichem Status).*

Tabelle 3: Die Arten der Unionsliste (Stand 2023) der Durchführungsverordnung (EU) 2019/1262.

TIERE		PFLANZEN	
Wissenschaftlicher Name	**Deutscher Name**	**Wissenschaftlicher Name**	**Deutscher Name**
Acridotheres tristis	Hirtenmaina	*Acacia saligna*	Weidenblatt-Akazie
Arthurdendyus triangulatus	Neuseeland-Plattwurm	*Ailanthus altissima*	* Götterbaum
Lepomis gibbosus	* Sonnenbarsch	*Andropogon virginicus*	Blaustängelige Besensegge
Plotosus lineatus	Gestreifter Korallenwels	*Cardiospermum grandiflorum*	Ballonrebe
		Cortaderia jubata	Purpur-Pampasgras
		Ehrharta calycina	Purpur-Veldtgras
		Gymnocoronis spilanthoides	Falscher Wasserfreund
		Humulus scandens	* Japanischer Hopfen
		Lespedeza cuneata	Seidenhaar-Buschklee
		Lygodium japonicum	Japanischer Kletterfarn
		Prosopis juliflora	Mesquitebaum
		Salvinia molesta	* Büschelfarn
		Triadica sebifera	Chinesischer Talgbaum

** In Österreich vorkommend (mit unterschiedlichem Status).*

Tabelle 4: Die Arten der Unionsliste (Stand 2023) der Durchführungsverordnung (EU) 2022/1203.

TIERE		PFLANZEN	
Wissenschaftlicher Name	**Deutscher Name**	**Wissenschaftlicher Name**	**Deutscher Name**
Ameiurus melas	* Schwarzer Zwergwels	*Celastrus orbiculatus*	* Baumwürger
Axis axis	Axishirsch	*Hakea sericea*	Seidiger Nadelbusch
Callosciurus finlaysonii	Finlayson-Hörnchen	*Koenigia polystachya*	* Himalaya-Knöterich
Channa argus	Argus-Schlangenkopf-fisch	*Pistia stratiotes*	* Wassersalat
Faxonius rusticus	Amerikanischer Rost-krebs	*Rugulopteryx okamurae*	Okamura-Braunalge
Fundulus heteroclitus	Zebra-Killifisch		
Gambusia affinis	Westlicher Moskitofisch		
Gambusia holbrookii	Östlicher Moskitofisch		
Lampropeltis getula	Kettennatter		
Limnoperna fortunei	Goldene Muschel		
Morone americana	Amerikanischer Streifenbarsch		
Pycnonotus cafer	Rußbülbül		

TIERE		PFLANZEN	
Wissenschaftlicher Name	**Deutscher Name**	**Wissenschaftlicher Name**	**Deutscher Name**
Solenopsis geminata	Tropische Feuerameise		
Solenopsis invicta	Rote Feuerameise		
Solenopsis richteri	Schwarze Feuerameise		
Wasmannia auropunctata	Kleine Feuerameise		
Xenopus laevis	Krallenfrosch		

** In Österreich vorkommend (mit unterschiedlichem Status).*

2 PRIORISIERUNG DER PFADE

Eine Analyse und Priorisierung der nicht vorsätzlichen Pfade der Einbringung und Ausbreitung der 88 Arten von unionsweiter Bedeutung im Rahmen der EU-Verordnung 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates über die „Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten" für Österreich wurde in diesem Projekt durchgeführt. Die Ergebnisse sind als eigenständiger Bericht publiziert (Umweltbundesamt, 2023a[1]).

prioritäre Pfade

Als „prioritäre Pfade" der 88 Arten der Unionsliste für Österreich werden demnach erachtet:

- Zierarten (Tiere und Pflanzen),
- Haustierhandel/Aquaristik/Terraristik,
- Verunreinigung von Saatgut, Besatzmaterial,
- Verunreinigung von Erdreich, Kies, totem Pflanzenmaterial,
- Botanischer Garten/Tierpark,
- Eigenständige Ausbreitung entlang von Kanälen,
- Fischerei- und Angelzubehör,
- Mit Material aus Gärtnereien und Baumschulen,
- In oder auf Schiffen,
- In oder an Autos und Zügen,
- In oder an Geräten/Maschinen /Ausrüstung.

Die im „Pfad-Aktionsplan, 2. Fassung" gemäß Artikel 13 der EU-Verordnung ausgearbeiteten Maßnahmen (Umweltbundesamt, 2023b[2]) wurden geprüft und um die Arten der 3. Erweiterung ergänzt, es wurde aber kein Überarbeitungsbedarf der Maßnahmen festgestellt.

[1] UMWELTBUNDESAMT. Priorisierung der Pfade nach Verordnung (EU) Nr. 1143/2014. REP-0883, Umweltbundesamt, Wien. 2023a, 112 S.

[2] UMWELTBUNDESAMT. Aktionsplan für die Pfade invasiver gebietsfremder Arten in Österreich. DP-174, Umweltbundesamt, Wien, 2023b, 93 S.

3 ÜBERWACHUNGSSYSTEM

Verpflichtung der Nachbarstaaten

Nach Artikel 14(1) der EU-Verordnung haben die Mitgliedstaaten „ein System zur Überwachung von invasiven gebietsfremden Arten von unionsweiter Bedeutung“ zu errichten oder [sie] „integrieren es in ihr bestehendes System, das durch Erhebungen, Monitoring oder andere Verfahren Daten über das Vorkommen invasiver gebietsfremder Arten in der Umwelt erfasst und aufzeichnet, um die Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten in die Union oder innerhalb der Union zu verhindern.“

Aufgaben des Überwachungssystems

Artikel 14(2) der EU-Verordnung beschreibt die Aufgaben, die das Überwachungssystem erfüllen soll. Das Überwachungssystem

a. erfasst das Hoheitsgebiet der Mitgliedstaaten, einschließlich Meeresgewässer, um das Vorhandensein und die Verteilung sowohl neuer als auch bereits etablierter invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung zu ermitteln;
b. ist hinreichend dynamisch, damit das Auftreten einer invasiven gebietsfremden Art von unionsweiter Bedeutung, deren Vorhandensein bislang nicht bekannt war, in der Umwelt des Hoheitsgebiets eines Mitgliedstaats oder eines Teiles desselben rasch festgestellt werden kann;
c. baut auf den einschlägigen Bestimmungen über die Bewertung und das Monitoring in Rechtsvorschriften der Union oder internationalen Übereinkommen auf, ist mit diesen vereinbar, überschneidet sich nicht mit diesen und nutzt die Informationen, die von den vorhandenen Überwachungs- und Monitoringsystemen gemäß Artikel 11 der Richtlinie 92/43/EWG, Artikel 8 der Richtlinie 2000/60/EG und Artikel 11 der Richtlinie 2008/56/EG bereitgestellt werden;
d. berücksichtigt so weit wie möglich die relevanten grenzüberschreitenden Auswirkungen und Umstände.

In diesem Kapitel werden mögliche Komponenten des Überwachungssystems für die Arten der dritten Erweiterung der Unionsliste beschrieben. Die allgemeinen Rahmenbedingungen eines Überwachungssystems sind im betreffenden Bericht des Umweltbundesamtes für die Arten der ursprünglichen Liste und ihrer Erweiterungen nachzulesen und werden hier nicht wiederholt.

3.1 Allgemeine Komponenten

3.1.1 Landesmuseen

Daten aus biologischen Sammlungen

Die biologischen Sammlungen (Landesmuseen, Naturhistorisches Museum, Einrichtungen an den Universitäten inkl. Botanischer Gärten sowie angeschlossene Arbeitsgruppen und -gemeinschaften) sind dezentrale Biodiversitätsarchive für das analoge und digitale Management von Verbreitungsdaten für Pflanzen-, Pilz- und Tierarten in Österreich. Ein Teil der Daten steht auch bundesweit durch GBIF Österreich (Global Biodiversity Information Facility – Austria) zur Verfügung (www.gbif.at). Die biologischen Sammlungen sind für alle Arten der dritten Erweiterungsliste relevant.

Zeitkomponente der Vorkommensdaten

Die meisten Landesmuseen geben auch Fachzeitschriften heraus, in denen Vorkommensdaten publiziert werden. Diese erscheinen manchmal zeitnah, häufiger jedoch mit Verzögerung, die auch mehrere Jahre dauern kann. Für Arten der Unionliste, die eigentlich frühzeitig erkannt und gegebenenfalls bekämpft werden sollten, kann eine mehrjährige Verzögerung der Kenntnis des Vorkommens den entscheidenden Unterschied ausmachen, ob eine Bekämpfung noch kosteneffizient durchgeführt werden kann oder nicht.

3.1.2 Citizen Science und Social Media

Bedeutung von Citizen Science

Auf Citizen Science und Social Media basierende Webportale, wie z. B. www.ornitho.at, www.naturbeobachtung.at, www.inaturalist.org, die auf bestehenden – meist hochmotivierten – „communities" aufbauen, stellen wesentliche Datensammelplattformen dar, die vor allem für ein Frühwarnsystem von Arten geeignet sind, die relativ einfach, z. B. anhand eines Fotos, mit Sicherheit bestimmt werden können. Aktuelle Datenschutzbestimmungen sind zu berücksichtigen (z. B. DSGVO zur Verarbeitung personenbezogener Daten).

Bestimmungssicherheit

Von den Arten der dritten Erweiterungsliste ist dies wohl für mehrere Arten gegeben, z. B. Kettennatter (*Lampropeltis getula*), Krallenfrosch (*Xenopus laevis*) oder Wassersalat (*Pistia stratiotes*), es gibt aber auch Ausnahmen: Während *Ameiurus*- (Zwergwelse), *Gambusia*- (Moskitofische) und *Channa*-Arten (Schlangenkopffische) am Foto meist eindeutig als solche erkennbar sind, ist deren Art-Bestimmung schwierig. Auch Ameisenarten sind am Foto kaum sicher voneinander zu unterscheiden.

3.1.3 Streudaten

weitere potenzielle Datenquellen

Eine Vielzahl von Organisationen erhebt Verbreitungsdaten von Arten der Unionsliste in ihrem Arbeits- und Aufgabenbereich und könnte diese auch für die Arten der dritten Erweiterungsliste bereitstellen. Eine zentrale (österreichweite) Datensammlung und -verwaltung, inkl. Verifikation und Auswertungen, solcher

Daten fehlt derzeit. Beispielhaft genannt seien hier: Jagd- und Fischereiverbände, Naturschutzverbände, Schutzgebietsverwaltungen und -betreuer:innen, Berg- und Naturwachten, Bundesämter, Universitäten, Infrastrukturbetreiber, Technische Büros u. v. m.

3.1.4 Monitoringaktivitäten

vorgeschlagene Erweiterungen GZÜV

Laufende und geplante Monitoringaktivitäten sollten um die Arten der dritten Erweiterungsliste ergänzt werden. Dies gilt insbesondere für die Überwachung der Fische (Schwarzer Zwergwels, Argus-Schlangenkopffisch, Zebra-Killifisch, Östlicher und Westlicher Moskitofisch, Amerikanischer Streifenbarsch), Krebse (Amerikanischer Rostkrebs) und Wasserpflanzen (Wassersalat) im Rahmen der Überwachung der EU-Wasserrahmenrichtlinie durch die Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV).

Ameisen

Erstmals befinden sich vier Ameisenarten auf der Unionsliste. Ameisen gelten nicht als Schadorganismen im Sinne der Bestimmungen der Amtlichen Pflanzenschutzdienste und werden daher bei Pflanzenkontrollen nicht dokumentiert. Sie werden aber in Containern, Topfpflanzen, mit Holz oder anderen Gütern eingeschleppt und die Pflanzenschutzdienste sind daher am besten geeignet, solche Kontrollen durchzuführen bzw. Ameisen, die bei ihren planmäßigen Kontrollen aufgefunden werden zu dokumentieren und zu beseitigen. Der Kenntnisstand zur Häufigkeit von eingeschleppten Ameisenarten in Österreich bzw. in die EU ist sehr gering.

3.2 Spezifische (taxonomische) Komponenten

3.2.1 Jagd und Fischerei

Von den Arten der dritten Erweiterungsliste ist keine in den Jagdstatistiken erfasst und aus Sicht der Jägerschaft im Sinne des Überwachungssystems besonders relevant.

Axishirsch und Finlayson-Hörnchen

Für den Axishirsch und das Finlayson-Hörnchen ist anzunehmen, dass sie am ehesten im Zuge der Tätigkeiten der Jagdorgane festgestellt werden. Im Sinne des Überwachungssystems sollten Vorkommen an die zuständige Landesbehörde gemeldet werden, um Managementmaßnahmen frühzeitig umsetzen zu können.

Fische, Rostkrebs und Goldene Muschel

Für die Fischarten, den Amerikanischen Rostkrebs und die Goldene Muschel ist anzunehmen, dass sie am ehesten im Zuge der Tätigkeiten der Fischereiverbände bzw. der Berufsfischerei in verschiedenen Gewässern festgestellt werden. Im Sinne des Überwachungssystems sollten Vorkommen an die zuständige Landesbehörde gemeldet werden, um Managementmaßnahmen frühzeitig umsetzen zu können.

3.2.2 BirdLife Österreich

Die Datenbank www.ornitho.at, betrieben von BirdLife Österreich, dient dem Sammeln, der Verwaltung und der Darstellung von vogelkundlichen Beobachtungen aus ganz Österreich sowie der Erforschung und dem Schutz der heimischen Vogelwelt. Alle Vogelarten der Unionsliste können demnach erfasst werden. Die räumliche Abdeckung ist exzellent und es ist zu erwarten, dass ein Vorkommen des Rußbülbüls in Österreich frühzeitig entdeckt werden würde.

Rußbülbül

3.2.3 Floristische Kartierungen

Pflanzen

Im Zuge von floristischen Kartierungen ist gezielt auf die Pflanzenarten zu achten (Baumwürger, Seidiger Nadelbusch, Himalaya-Knöterich, Wassersalat) und allfällige Nachweise sind unverzüglich an die zuständige Landesbehörde zu melden, um Managementmaßnahmen frühzeitig umsetzen zu können.

3.2.4 Herpetologische Kartierungen

Kettennatter und Krallenfrosch

Im Zuge von herpetofaunistischen Kartierungen ist gezielt auf diese Arten (Kettennatter und Krallenfrosch) zu achten und allfällige Nachweise sind unverzüglich an die zuständige Landesbehörde zu melden, um Managementmaßnahmen frühzeitig umsetzen zu können.

3.3 Empfehlungen

Auf Grundlage der oben ausgeführten Komponenten ist – mit einer Ausnahme – keine Änderung oder Ergänzung der bereits für die erste Liste und die Erweiterungen vorgeschlagenen Vorgehensweise für die Operationalisierung eines Überwachungssystems für die invasiven gebietsfremden Arten der Unionsliste erforderlich.

Zusammenarbeit bei Überwachung

Für die Überwachung der Vogelarten (Neu: Rußbülbül) wird die Zusammenarbeit mit BirdLife Österreich bzw. www.ornitho.at empfohlen.

Für die Überwachung der Fische (Neu: Schwarzer Zwergwels, Argus-Schlangenkopffisch, Zebra-Killifisch, Westlicher Moskitofisch, Östlicher Moskitofisch, Amerikanischer Streifenbarsch), Krebse (Neu: Amerikanischer Rostkrebs), Muscheln (Neu: Goldene Muschel) und Wasserpflanzen (Neu: Wassersalat) wird das Monitoring im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (GZÜV) als beste Komponente empfohlen. Ergänzende Daten sollten von den Landesfischereiverbänden gewonnen werden. Es wird empfohlen, entsprechendes Informationsmaterial zur Verfügung zu stellen, sodass bei unterschiedlichen Adressaten (z. B. Fische-

reiwirtschaft, Bewirtschaftung, Wassernutzung, Aquaristik) die Problematik bewusst gemacht und um Meldung bei Sichtung ersucht wird. Dieses Informationsmaterial wäre universell, z. B. auch in Schulen einsetzbar.

Für die Überwachung der beiden Säugetiere (Neu: Axishirsch, Finlayson-Hörnchen) ist die Zusammenarbeit mit den Jagdverbänden empfohlen, unterstützt von der laufenden Beobachtung von Internet-Meldeplattformen.

Für die Überwachung der Kettennatter und des Krallenfrosches ist die Zusammenarbeit mit herpetologischen Vereinen und Verbänden empfohlen, unterstützt von der laufenden Beobachtung von Internet-Meldeplattformen.

Für die Überwachung der terrestrischen Pflanzenarten sind die Landesmuseen mit deren assoziierten Verbänden und Vereinen sowie Citizen Science und Social Science Aktivitäten am besten geeignet, um Verbreitungsdaten der Arten zu sammeln und zu verwalten.

Ameisen

Die vier neu gelisteten Ameisen kommen noch nicht in Österreich vor. Nachweise liegen in der EU aus dem Mittelmeergebiet vor (Frankreich, Griechenland, Zypern), von wo regelmäßig sowohl Touristen als auch Waren und Güter, besonders Zierpflanzen sowie Obst und Gemüse, eingeführt werden. Eine Einschleppung könnte mit Pflanzenimporten in Gartencentern und Baumschulen erfolgen, von wo die Tiere in Hausgärten oder öffentliche Gärten weiterverbracht werden, weshalb regelmäßige Kontrollen und bewusstseinsbildende Maßnahmen an diesen Örtlichkeiten empfohlen werden. Die Einschleppung ganzer Nester mit Gepäck und mit Lebensmitteln ist weniger wahrscheinlich.

Empfehlung

Alle in der freien Natur tätigen Behörden, Verbände und Nutzer:innen sind aufgerufen, im Rahmen ihrer Tätigkeiten Verbreitungsdaten zu den Arten der Unionsliste auf freiwilliger Basis zu erheben.

Einrichtung einer zentralen Sammelstelle

Die Einrichtung einer zentralen Sammelstelle zumindest auf Landesebene für alle Daten, die im Rahmen des Überwachungssystems gewonnen werden, wird empfohlen. Eine solche Einrichtung wäre insbesondere als Grundlage für die nationalen Berichtspflichten hilfreich. Der nächste Bericht gemäß Artikel 24 der EU-Verordnung ist 2025 fällig.

4 VERBREITUNGSKARTEN

Von den 22 Arten der dritten Erweiterung der Unionsliste kommen vier in Österreich vor, deren aktuelle Verbreitung recherchiert wurde.

4.1 Datengrundlagen

abgefragte Datenbanken

Um die Verbreitungskarten der in Österreich vorkommenden neuen Arten der Unionsliste erstellen zu können, wurden folgende Datenbanken abgefragt: Biodiversitätsdatenbank am Haus der Natur Salzburg (www.hausdernatur.at), Datenbank der floristischen Kartierung Österreichs am Institut für Botanik der Universität Wien, GBIF (www.gbif.org), iNaturalist (www.inaturalist.org), Zoologisch-Botanische Datenbank (www.zobodat.at), Neophyten-Kompetenzzentrum Tirol (www.uibk.ac.at/botany/neophyten-tirol), Verbreitungsdaten des Tiroler Landesmuseums Ferdinandeum (www.tiroler-landesmuseen.at), inatura-Datenbank für Vorarlberg (www.inatura.at), Virtual Herbarium (www.jacq.org) sowie die Datenbank der Gewässerzustandsüberwachung (GZÜV). Ergänzt wurden diese Verbreitungsdaten durch Digitalisierung von Literaturangaben (Leonhartsberger, 2013; Pall, 1997; Sauberer & Till; 2015; Stadt Wien, 2023; Stöhr, 2016). Ergänzungen und Hinweise von Expert:innen bzw. Einzelnachweise und Streudaten aus unterschiedlichen Quellen vervollständigten die vorliegenden Verbreitungskarten (siehe Tabelle 5).

Tabelle 5: Quellenangaben zu Ergänzungen von Fachleuten, Einzelnachweisen und Streudaten (Auswahl).

Datenquellen	Arten
Pers. Mitteilung 2023 (C. Gumpinger; C. Ratschan; G. Unfer; Nationalpark Donauauen; G. Wolfram; Wiener Fischereiausschuss; Bundesamt für Wasserwirtschaft)	Schwarzer Zwergwels (*Ameiurus melas, Ameiurus cf. melas*)
Pers. Mitteilung 2023 (K. Pall; W. Lazowski)	Wassersalat (*Pistia stratiotes*)

4.2 Verbreitungskarten

Für die Erstellung der Verbreitungskarten wurden die verfügbaren Daten in einem Geografischen Informationssystem (GIS) zusammengeführt und den jeweiligen 10 x 10 km-Rasterfeldern des European reference grids (EEA, 2023) zugeordnet. Historische Fundortangaben reichen je nach Art unterschiedlich weit zurück und sind in den Verbreitungskarten berücksichtigt.

4.2.1 Schwarzer Zwergwels (*Ameiurus melas*)

Beschreibung und Lebensweise

Der Schwarze Zwergwels (*Ameiurus melas*) ist eine Fischart aus der Familie der Katzenwelse (Ictaluridae). Die Art wird bis zu 40 cm lang und kann bis zu 2 kg wiegen. Im Kontrast zur dunkelgrauen bis schwarz gefärbten Rückenseite ist die Bauchseite generell weißlich. Er besitzt lange, scharfe Stacheln am Vorderrand seiner Rücken- und Brustflossen. Fühlt er sich bedroht, so stellt er diese auf und arretiert sie. Dadurch kann er von Raubfischen nur schwer verschluckt werden, sodass er nur wenige natürliche Feinde hat. *Ameiurus melas* kommt im mittleren Westen der Vereinigten Staaten und in Süd-Kanada, über die Ebenen vom Westrand der Appalachen bis zum Ostrand der Rocky Mountains, von Saskatchewan und Manitoba im Norden bis Süd-Texas und New Mexico im Süden vor. Der eurytope Fisch bewohnt natürliche und naturnahe Binnengewässer, dabei besiedelt er bevorzugt langsam fließende und stehende Gewässer inklusive Uferbereiche. Die omnivore Art ernährt sich neben pflanzlicher Kost bevorzugt von Insektenlarven, Würmern, Schnecken, Kleinkrebsen, Amphibien und deren Larven. Die Tiere gelten auch als Räuber von Fischen und Fischbruten.

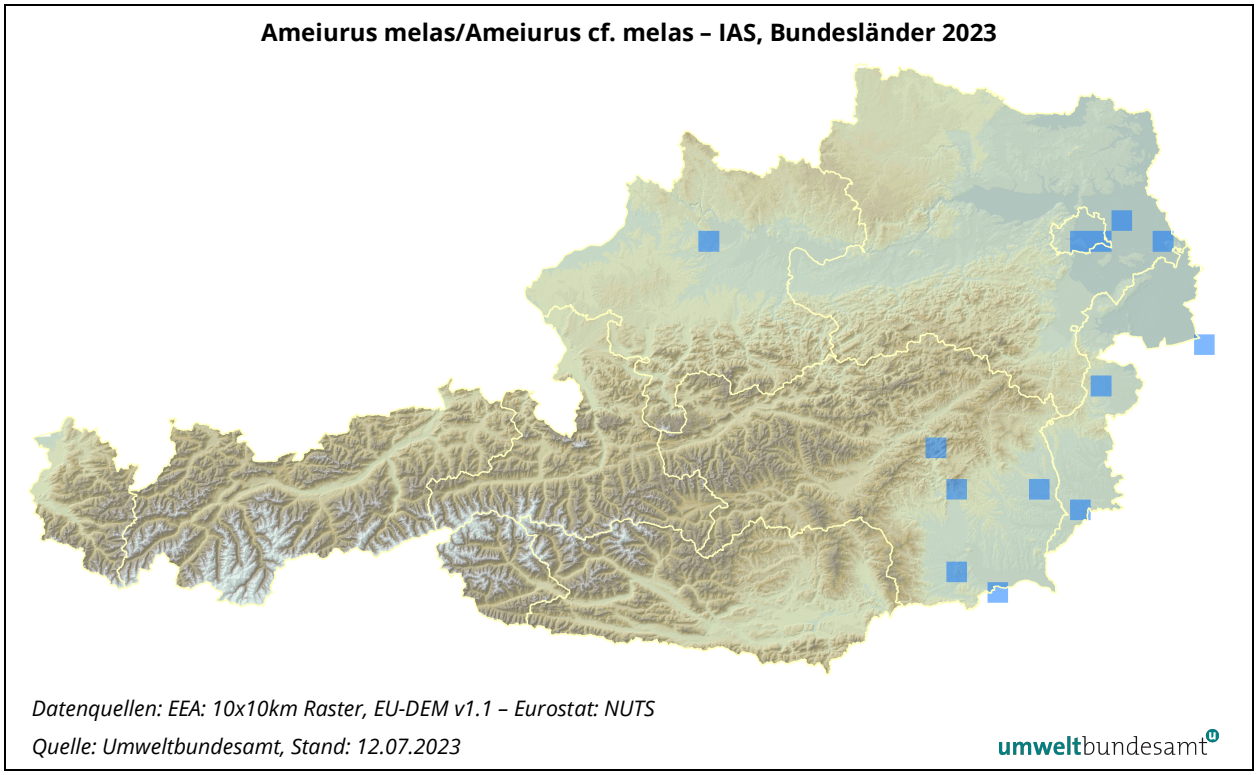
Verwechslungsgefahr mit A. nebulosus

Der Schwarze Zwergwels ist eine von mehreren ähnlichen kleineren Welsarten, die im Aquarienhandel seit Jahrzehnten erhältlich waren. Grundsätzlich besteht aufgrund der häufigen Verwechslung von *Ameiurus melas* mit *Ameiurus nebulosus* eine große Unsicherheit bezüglich der Vorkommen dieser Arten. Von den kontaktierten Fachleuten wurde darauf hingewiesen, dass bei den Angaben für Österreich zwischen den beiden Arten meist nicht unterschieden wurde. Daher wird in der Verbreitungskarte *Ameiurus melas*/*Ameiurus* cf. *melas* in der Legende angeführt.

Vorkommen in Österreich

Die Zeitspanne der Beobachtungen der Art in Österreich reicht im recherchierten Datensatz von 2001 bis 2023. Die wesentlichen Quellen sind persönliche Mitteilungen von Fachleuten (siehe Tabelle 5) sowie Angaben in GBIF und iNaturalist. Der Schwerpunkt der Vorkommenshinweise von *Ameiurus melas*/*Ameiurus* cf. *melas* befindet sich in der kontinentalen biogeografischen Region: Wien mit Donau östlich der Bundeshauptstadt; Burgenland sowie südöstliches Alpenvorland in der Steiermark (siehe Abbildung 1 und Kapitel 5.1.).

Abbildung 1: Verbreitung Ameiurus melas/Ameiurus cf. melas (Schwarzer Zwergwels) in Österreich.



4.2.2 Baumwürger (*Celastrus orbiculatus*)

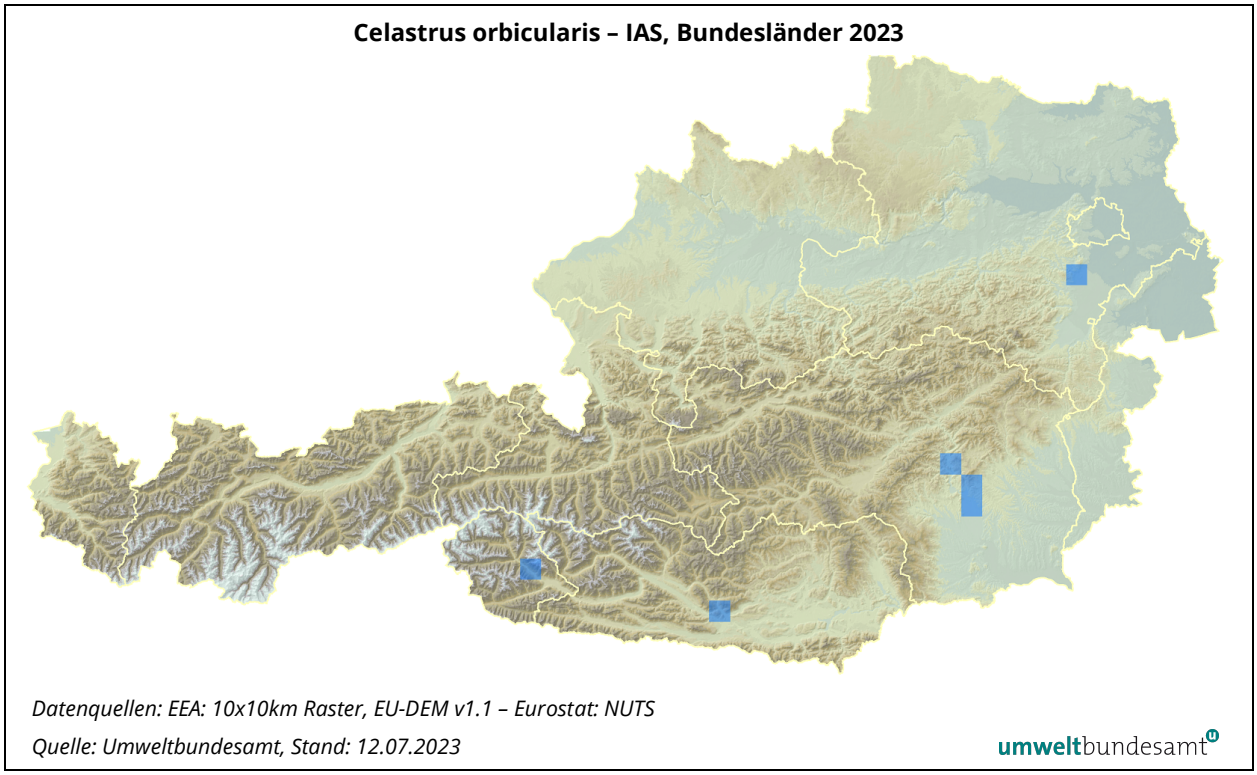
Beschreibung und Lebensweise

Der Rundblättrige Baumwürger (*Celastrus orbiculatus*) ist eine aus Ostasien stammende, sommergrüne Kletterpflanze aus der Familie der Spindelstrauchgewächse (Celastraceae). Der Baumwürger wurde im 19. Jahrhundert als Zierpflanze in Europa eingeführt und kultiviert. Die Art ist eine langlebige, wuchskräftige Windepflanze, die an Bäumen oder Sträuchern emporwachsen oder ein dichtes Sprossgeflecht am Boden bilden kann. Sie hat eine weite ökologische Amplitude und gedeiht auf verschiedenen Bodentypen, bevorzugt sonnenexponierte Standorte, ist aber auch schattentolerant.

Vorkommen in Österreich

Die Zeitspanne der Beobachtungen der Art in Österreich reicht im recherchierten Datensatz von 2012 bis 2023. Die wesentlichen Quellen sind Hinweise in GBIF und iNaturalist sowie in der Literatur dokumentierte Nachweise. Die Funde befinden sich zerstreut in den Bundesländern Tirol (Osttirol), Kärnten, der Steiermark und in Niederösterreich (siehe Abbildung 2 und Kapitel 5.2).

Abbildung 2: Verbreitung von Celastrus orbicularis (Baumwürger) in Österreich.



4.2.3 Himalaja-Knöterich (*Koenigia polystachya*)

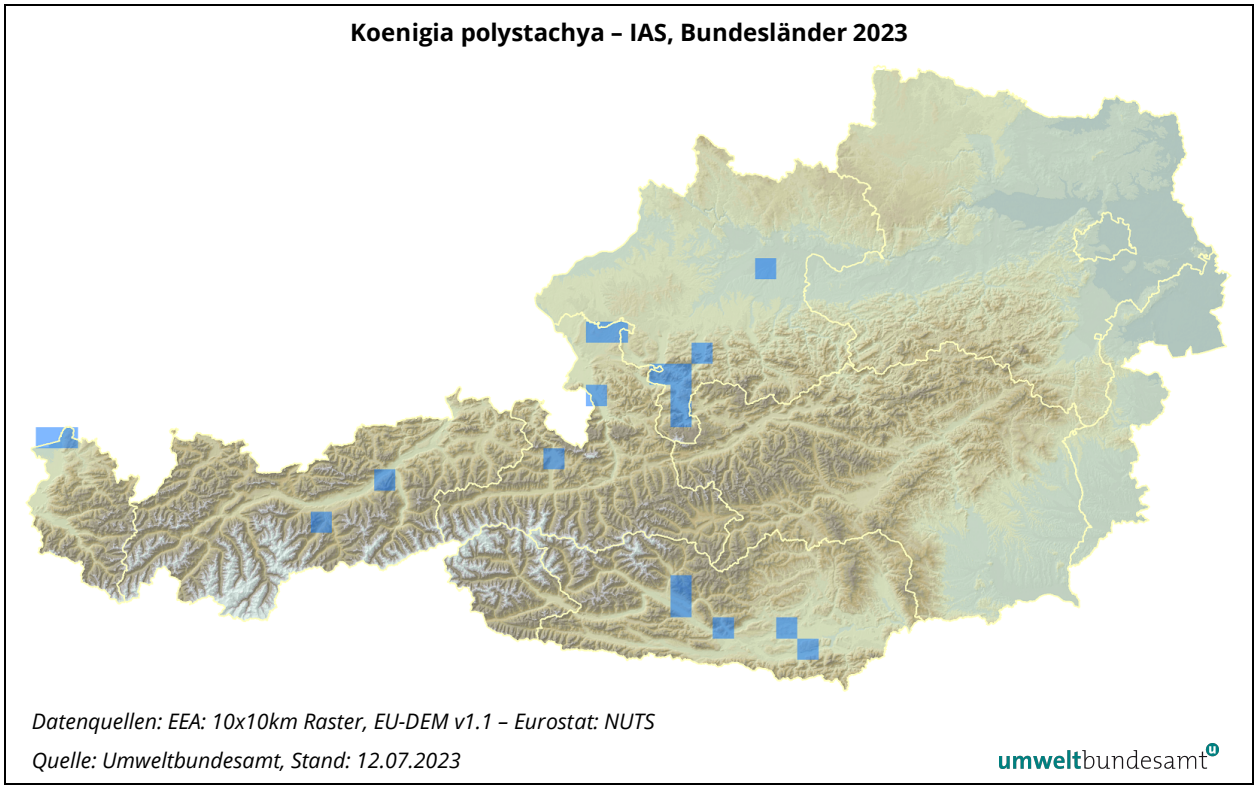
Beschreibung und Lebensweise

Der Himalaja-Knöterich (*Koenigia polystachya*) ist eine Pflanzenart aus der Familie der Knöterichgewächse (Polygonaceae) mit Heimat im Himalaja und benachbarten Gebirgszügen Ostasiens. Die Art ist eine ausdauernde Staude mit einer Höhe von 40–120 cm (max. 180 cm). Sie kann ein- oder zweihäusig sein. Die Sprossachse ist aufrecht wachsend, schwach behaart und rötlich-braun. In ihrem Herkunftsgebiet besiedelt die Art Wälder und Täler in hohen Lagen zwischen 2.200 und 4.500 m Seehöhe. Sie vermehrt sich sowohl vegetativ (Rhizome und Stecklinge) als auch geschlechtlich (Samen). Der Himalaja-Knöterich kann dichte Reinbestände an natürlich gestörten Standorten bilden, wächst aber auch entlang von Straßenrändern und anderen Transportwegen (Bahnschienen), an Waldrändern und Wiesen, Gewässerufern, in Feuchtgebieten und im urbanen Gebiet.

Vorkommen in Österreich

Die Zeitspanne der Beobachtungen der Art in Österreich reicht im recherchierten Datensatz von 1961 bis 2022. Die wesentlichen Quellen sind Hinweise in GBIF und iNaturalist sowie Angaben in den Datenbanken vom Haus der Natur sowie vom Neophytenzentrum Tirol. Die Art kommt in allen Bundesländern mit Ausnahme vom Burgenland, von Niederösterreich und Wien vor. Insbesondere im oberösterreichischen Teil des Salzkammerguts wurden teils große Vorkommen beobachtet (Stöhr et al., 2009) (siehe Abbildung 3 und Kapitel 5.3).

Abbildung 3: Verbreitung Koenigia polystachya (Himalaja-Knöterich) in Österreich.



4.2.4 Wassersalat (*Pistia stratiotes*)

Beschreibung und Lebensweise

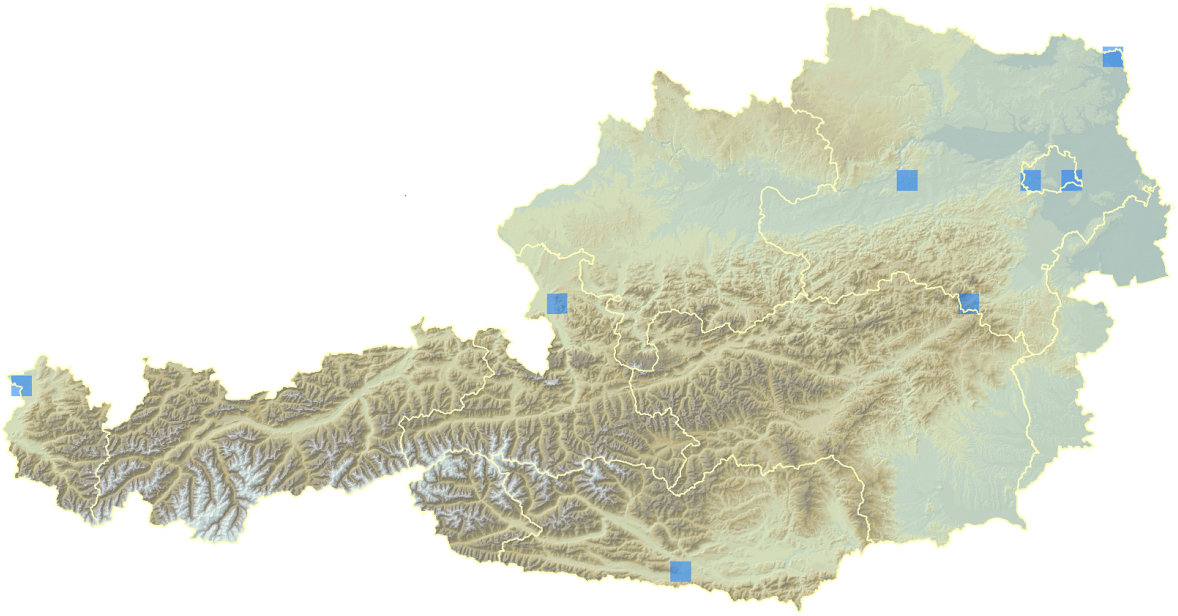
Der Wassersalat (*Pistia stratiotes*) ist die einzige Pflanzenart der Gattung *Pistia* innerhalb der Familie der Aronstabgewächse (Araceae). Diese Schwimmpflanze ist weltweit in tropischen und subtropischen Zonen in Süßwasser zu finden. Sie wird als Zierpflanze in Teichen, vor allem aber auch in der Aquaristik verwendet. *Pistia stratiotes* ist eine frei schwimmende, aquatische Art mit kleinen, behaarten, verkehrt eiförmigen bis spatelförmigen Laubblättern. Die Art besiedelt langsam fließende Flüsse, Teiche und Bewässerungskanäle sowie Thermalgewässer (Eckert & Filzwieser, 2015).

Vorkommen in Österreich

Die Zeitspanne der Beobachtungen der Art in Österreich reicht im recherchierten Datensatz von 1997 bis 2023. Acht der 14 Fundhinweise stammen aus der Dekade 2001 bis 2010, fünf Hinweise stammen aus den Jahren 2015 bis 2023. Die wesentlichen Quellen sind Hinweise in GBIF und iNaturalist sowie Angaben in den Datenbanken der floristischen Kartierung Österreichs, vom Haus der Natur und Inatura. Die Funde befinden sich zerstreut in den Bundesländern Vorarlberg, Salzburg, Kärnten, Niederösterreich und Wien (siehe Abbildung 4 und Kapitel 5.4).

Abbildung 4: Verbreitung Pistia stratiotes (Wassersalat) in Österreich.

Pistia stratiotes – IAS, Bundesländer 2023



Datenquellen: EEA: 10x10km Raster, EU-DEM v1.1 – Eurostat: NUTS

Quelle: Umweltbundesamt, Stand: 12.07.2023

umweltbundesamt

4.3 Literatur

ECKERT, M. und M. FILZWIESER. Limnological survey of a thermal stream system in Carinthia. Master thesis. University of Life Sciences, Vienna, 2015, 177.

EEA – European Environmental Agency. EEA reference grid for Austria (10km) [online]. 2023 [Zugriff am: Mai 2013]. Verfügbar unter: https://www.eea.europa.eu/en/datahub/datahubitem-view/3c362237-daa4-45e2-8c16-aaadfb1a003b?activeAccordion=1069873%2C1159

LEONHARTSBERGER, S. Celastrus orbiculatus, Rundblatt-Baumwürger (Celastraceae, Baumwürgergew.). Bemerkenswertes zur Flora der Steiermark. Joannea Botanik, 2013, 10, 116. Verfügbar unter: https://www.zobodat.at/pdf/JoanBot_10_0111-0134.pdf

PALL, K. Die Entwicklung der Makrophytenvegetation in zwei tiefen Musterbecken des Großenzersdorfer Armes in den Jahren 1996 und 1997. Dotation Lobau – Begleitendes ökologisches Versuchsprogramm. Studie im Auftrag der MA45, unveröff. Bericht, 1997.

SAUBERER, N. und W. TILL. Die Flora der Stadtgemeinde Traiskirchen in Niederösterreich: Eine kommentierte Artenliste der Farn- und Blütenpflanzen. Biodiversität und Naturschutz in Ostösterreich. BCBEA, 2015, 1/1, 3–63. Verfügbar unter: http://www.bcbea.at/wp-content/uploads/2015/05/BCBEA_1-1_3-63_Sauberer_Till_20150505.pdf

STADT WIEN. Neobiota-Strategie und Managementplan für Wien. Fortsetzung: Arten aus der 3. Und 4. Unionsliste. Wien: Stadt Wien, Wasserrecht, 2023. Verfügbar unter: https://www.wien.gv.at/umwelt/wasserrecht/pdf/ias-vo-managementplan-erweiterung.pdf

STÖHR, O. Baumwürger – neu für Tirol. Forum Flora Austria. 2016. Verfügbar unter: http://forum.flora-austria.at/viewtopic.php?t=1828

5 MANAGEMENTMAßNAHMEN DER WEIT VERBREITETEN ARTEN

Nach Artikel 19 der EU-Verordnung haben die Mitgliedstaaten für jene invasiven gebietsfremden Arten von unionsweiter Bedeutung, die im Hoheitsgebiet weit verbreitet sind, über wirksame Managementmaßnahmen zu verfügen, damit deren Auswirkungen auf die Biodiversität und die damit verbundenen Ökosystemdienstleistungen sowie gegebenenfalls auf die menschliche Gesundheit oder die Wirtschaft minimiert werden. Die Festlegung, welche Arten im Hoheitsgebiet als weit verbreitet gelten, ist durch den Mitgliedstaat zu treffen.

Managementmaßnahmen für die vier in Österreich vorkommenden und als weit verbreitet bewerteten Arten der dritten Erweiterung der Unionsliste werden im Folgenden steckbriefartig dargestellt.

Details der Managementmaßnahmen

Die Maßnahmen enthalten folgende Detailinformationen:

- Statusangaben der Vorkommen in den Bundesländen (siehe unten),
- Einführungs-, Ausbringungs- und Ausbreitungspfade,
- Negative Auswirkungen in Österreich auf Biodiversität, Gesundheit und Wirtschaft,
- Ziele der Maßnahmen,
- Allgemeine Bestimmungen,
- Maßnahmen,
- Kosten-Wirksamkeits-Analyse,
- Priorisierung der Maßnahmen,
- Literatur.

Die Priorisierung der Maßnahmen beruht auf der fachlichen Abwägung der Auswirkungen auf die Umwelt, auf Ziel- und Nicht-Zielarten, sie sind den besonderen Umständen Österreichs angemessen und berücksichtigen die Kostenwirksamkeit.

grundlegende Empfehlungen

Folgende grundlegenden Empfehlungen sind in Hinblick auf Managementmaßnahmen zudem in jedem Fall zu beachten:

- Biologische Invasionen sind in hohem Maße kontextabhängig. Eine bestimmte Maßnahme kann an einem Standort erfolgversprechend sein, an einem anderen Standort aber nicht. Die konkrete Umsetzung von Maßnahmen ist daher im Vorfeld je nach Situation bestmöglich abzuwägen und vorzubereiten sowie während der Durchführung zu überwachen und gegebenenfalls anzupassen („adaptives Management“).
- Kenntnis und Wirksamkeit der Managementmaßnahmen sind Änderungen unterworfen. Neue Technologien und Methodenentwicklungen sind zu erwarten und gegebenenfalls bei der Durchführung von Maßnahmen in Zukunft zu berücksichtigen.

- Maßnahmen gegen weit verbreitete Arten benötigen einen langen Atem oder sind unter Umständen sogar ad infinitum, d. h. dauerhaft, durchzuführen. Dementsprechend sind vor Beginn der Maßnahmen eine realistische personelle und finanzielle Abschätzung des Aufwandes und die Sicherstellung der Ressourcen erforderlich.
- Nach der Durchführung der Maßnahmen ist eine Erfolgskontrolle durchzuführen, die über einen längeren Zeitraum die Situation überwacht, um gegebenenfalls erforderliche neuerliche Maßnahmen möglichst frühzeitig umzusetzen.
- Maßnahmen in der freien Natur betreffen oft die Interessen oder Rechte anderer Sektoren. Um den Erfolg von Maßnahmen zu ermöglichen, ist gegebenenfalls ein partizipativer Prozess der beteiligten Sektoren sinnvoll, der im Idealfall zu gemeinsam getragener Verantwortung und Finanzierung der Maßnahmen führt.

5.1 Schwarzer Zwergwels (*Ameiurus melas*)

5.1.1 Vorkommen in Österreich

Tabelle 6: Vorkommen des Schwarzen Zwergwelses in Österreich

V	T	S	K	St	O	N	W	B
–	–	–	–	C	C	E	E	C

E = etabliert, C = unbeständig, U = unbekannt, EX = erloschen, AG = ausgerottet

ursprüngliches Vorkommen

Der Schwarze Zwergwels stammt aus Nordamerika, dem Gebiet der Großen Seen, Hudson Bay und Mississippi, von New York bis Saskatchewan, Montana und dem Golf von Mexiko. Von der Atlantikküste liegen jedoch keine ursprünglichen Vorkommensnachweise vor (Page & Burr, 1991).

Einwanderungspfade

Bis heute ist die genaue Einführungs- und Ausbreitungsgeschichte von *A. melas* in Europa und speziell in Österreich nicht bekannt. Vermutlich wurden die ersten Exemplare Anfang des 20. Jahrhunderts aus Nordamerika nach Europa importiert. Nach vorliegenden Erkenntnissen stammen die ersten Nachweise der Art in Europa 1904 aus Italien (nach Pedicillo et al., 2008) und 1934 aus den Niederlanden (Wheeler, 1978). Der Schwarze Zwergwels scheint bis heute vor allem in Süd-Europa weiter verbreitet zu sein (Wiesner et al., 2010). Der vermutliche Erstfund in Deutschland stammt aus dem Jahr 1987/1988 von Lelek & Köhler (1989). In Österreich wurde *A. melas* erstmals im Jahr 1993 sicher belegt (Schmutz et al., 1994), kommt aber wahrscheinlich schon länger wildlebend vor (Nehring et al., 2010).

Vorkommen in Österreich

Aufgrund der häufigen Verwechslung mit *A. nebulosus* besteht eine große Unsicherheit bezüglich der aktuellen Vorkommen der beiden Arten (Wiesner et al., 2010). Die Art kommt sowohl in Seen (z. B. Neusiedler See; im Bodensee von Zaugg et al. (2003) angeführt, aber aktuell bei Befischungen nicht mehr festgestellt (z. B. Alexander et al., 2016) und als fehlend bewertet), als auch in langsam

fließenden Flüssen (z. B. Lafnitz, Raab; Spindler, 1995) vor und wurde – wohl infolge von Besatzmaßnahmen, auch in der Sulm bei Heimschuh nachgewiesen (Zitek et al., 2004). Für Wien liegen zwei aktuelle Meldungen aus dem Tritonwasser auf der Donauinsel sowie aus dem Forsthausteich am Wienerberg vor (https://www.wien.gv.at/umwelt/wasserrecht/pdf/ias-vo-managementplan-erweiterung.pdf). Zumindest aus dem Marchfeldkanal und Russbach in Niederösterreich liegen Reproduktionsnachweise vor (Unfer & Jungwirth, 2002), sodass der Status für Österreich als etabliert eingestuft wird (vgl. BMLRT, 2013). Aus der österreichischen Donau liegen keine Nachweise vor (vgl. Wiesner et al., 2010).

Bei fortschreitender Erwärmung infolge des Klimawandels wird eine Ausbreitung und Bestandsvermehrung als möglich erachtet (Wiesner et al., 2010).

5.1.2 Einbringungs- und Ausbreitungspfade

Einführung

Vorsätzlich. Die Art wurde in Österreich aus fischereilichen Gründen eingeführt (Nehring et al., 2010), jedoch liegen keine Angaben zur Ersteinfuhr vor (Spindler, 1995; Mikschi, 2002). Die Art wurde im Handel als Besatz für Aquarien und Gartenteiche angeboten (vgl. Wolter et al., 2003) und in Deutschland zur Verwendung in der Aquakultur eingeführt (Nehring et al., 2010). Diese Pfade werden aktuell aber nicht mehr als aktiv erachtet (Aislabie et al., 2020), da die Art mittlerweile in der Angelfischerei den Ruf eines Schädlings (Cucherousset et al., 2006) hat.

Ausbringung

Vorsätzlich. Die Art wurde absichtlich zu fischereilichen Zwecken in Binnengewässern ausgebracht. Darüber hinaus gilt die absichtliche Ausbringung durch Aquarienbesitzer:innen als wahrscheinlicher Pfad (https://www.wien.gv.at/umwelt/wasserrecht/pdf/ias-vo-managementplan-erweiterung.pdf), wobei die Verwendung von *A. melas* als Zierfisch wohl sehr begrenzt ist (Aislabie et al., 2020).

Ausbreitung

In europäischen Gewässern ist der Ausbreitungsmechanismus von *A. melas* nicht klar, dürfte aber mit versehentlichen und illegalen Einführungen in Verbindung stehen (Nowak et al., 2010a, 2010b), kombiniert mit der natürlichen Ausbreitung zwischen Nachbarländern über natürliche und menschliche geschaffene Wasserläufe (Panov et al., 2009). Dichte Populationen haben sich bislang nur in stehenden Gewässern gebildet, wobei die Ausbreitung erwachsener Individuen tendenziell lokal begrenzt ist (Bouvet et al., 1982, 1985). Nach dem Schlüpfen bilden die Jungen von *A. melas* und seinem nahen Verwandten *A. nebulosus* dichte kugelförmige Schwärme, die dem Weibchen etwa einen Monat lang folgen, bevor sie sich lokal ausbreiten. Daher ist die Wahrscheinlichkeit einer schnellen Ausbreitung dieser Art geringer als bei einigen anderen Arten (Aislabie et al., 2020). Der Transport von Laich mit Wasservögeln gilt als unwahrscheinlich (https://www.wien.gv.at/umwelt/wasserrecht/pdf/ias-vo-managementplan-erweiterung.pdf).

5.1.3 Negative Auswirkungen in Österreich

Die österreichischen Bestände gelten bislang als unbedeutend. Die wesentlichsten Auswirkungen resultieren infolge Nahrungskonkurrenz zu einheimischen Arten und Raub von Fischbrut (Wiesner et al., 2010).

5.1.3.1 Biodiversität

Nahrungskonkurrent und Räuber

Bei hohen Bestandsdichten kann die Art insbesondere in kleineren Neben- und Augewässern als Nahrungskonkurrent und Räuber von Laich und Jungfischen negative Auswirkungen verursachen. Aufgrund der möglichen Ausbildung von Dominanzbeständen sind ökosystemare Veränderungen zu erwarten (Declerck et al., 2002; Dußling & Berg, 2001; Welcomme, 1988; Hauer, 2007). Nach Hamers (2001) können gefährliche Viren und Bakterien auftreten; allerdings ist nicht bekannt, ob heimische Arten dadurch gefährdet sind (Nehring et al., 2015).

5.1.3.2 Gesundheit

Es sind keine negativen Auswirkungen bekannt (vgl. Wiesner et al., 2010).

5.1.3.3 Wirtschaft

Es sind keine negativen Auswirkungen bekannt (vgl. Wiesner et al., 2010).

5.1.4 Ziele der Maßnahmen

Allgemein gilt die Bekämpfung bzw. Ausrottung von wildlebenden, nicht heimischen Fischen als schwierig, wenn nicht unmöglich (vgl. Tyus & Saunders, 2000). Die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Bekämpfung ist grundsätzlich von der Größe des Gewässers abhängig, sodass in kleineren, isolierten Gewässern eine Ausrottung möglich ist (Britton et al., 2010). Die Ausrottung von *A. melas* nach dem Erstnachweis in einem Gewässer ist nur möglich, wenn die Abundanz gering ist. Die Durchführbarkeit von Beseitigungsmaßnahmen ist einfacher in Stillgewässern als in Fließgewässern (Verreycken et al., 2019). Um ein rasches Handeln zu ermöglichen, hat die Früherkennung in Kombination mit der Verhinderung weiterer Ausbringung durch gezielte Öffentlichkeitsarbeit oberste Priorität.

Früherkennung hat oberste Priorität

Untersuchungen zur ungenügend bekannten aktuellen Verbreitung in Österreich unter Berücksichtigung der Unterscheidung von *A. nebulosus* sollten vorangetrieben werden, inklusive der Untersuchung der Auswirkungen auf die heimische Gewässerfauna (Nehring et al., 2010).

5.1.5 Allgemeine Bestimmungen

Die Entnahme von Fischen unterliegt dem Fischereirecht. Für *A. melas* bestehen keine gesetzlichen Schonzeiten. Maßnahmen an und in Gewässern sind mit den Fischereiberechtigten bzw. Bewirtschaftern abzustimmen. Gefangene Tiere sollten entnommen und getötet bzw. fachgerecht entsorgt oder einer Nutzung als Futtertier zugeführt werden. Die Form der Nutzung ist jedenfalls im konkreten Managementplan vorzuschreiben.

5.1.6 Maßnahmen

5.1.6.1 Prävention

Handels-, Besitz- und Ausbringungsverbot

Invasive gebietsfremde Arten von unionsweiter Bedeutung dürfen gemäß Art. 7 der EU-Verordnung 1143/2014 nicht vorsätzlich in das Gebiet verbracht, gehalten, gehandelt, transportiert oder in die Umwelt freigesetzt werden. Die Kontrolle der Umsetzung dieser Vorgaben ist durch die zuständigen Behörden sicherzustellen.

Öffentlichkeitsarbeit

Maßnahmen zur Aufklärung der Folgen einer Ausbringung in die freie Natur bzw. der weiteren Ausbreitung auf lokaler und regionaler Ebene sind von großer Bedeutung. Insbesondere die relevanten Akteure (Gewässerbewirtschafter, Betreiber:innen von Aquakulturen, Fischereiverbände, Zoofachhandel etc.) sollten von den Aufklärungsmaßnahmen erreicht werden. Dazu ist auch die Anfertigung von Informationsmaterialien und Bestimmungshilfen erforderlich (Verreycken et al., 2019).

Ökologische Sperren

Durch den Einbau ökologischer Sperren (optische und akustische Systeme, elektrische Felder, Luftblasen- und Wasserstrahlvorhänge, Schleusen mit stark erwärmtem Wasser etc.) in Schifffahrtskanälen, die europäische Hauptwasserscheiden überbrücken (z. B. Rhein-Main-Donau, Donau-Oder-Kanal), sollte die Einschleppung und Ausbreitung von gebietsfremden mobilen aquatischen Tieren (Fische, Krebse) zu unterbinden versucht werden (Clarkson, 2004; Nehring, 2005; BfN, 2015).

5.1.6.2 Früherkennung und Überwachung

Monitoring

Ein systematisches Monitoring von Vorkommen, insbesondere in der Nähe von gefährdeten Biotopen, wird empfohlen, um eine Früherkennung von Gefährdungen zu gewährleisten (Hulme, 2006; Hubo et al., 2007) und um im Bedarfs-

fall frühzeitig Maßnahmen einleiten zu können. Eine Ausweitung des systematischen Monitorings auf umliegende Gebiete ist empfehlenswert, um Ausbreitungstendenzen frühzeitig zu erkennen. Die Einrichtung eines zentralen Onlineportals für die Erfassung der Fundorte der Art, mit Hinweisen zur Art-Bestimmung und der Möglichkeit, Bilder hochzuladen, zur Koordination des Monitorings und zur Aufnahme von Hinweisen zum Management wird empfohlen (u. a. Scheibner et al., 2015). Zur Unterstützung wird empfohlen, die Art in ein Citizen Science-Programm aufzunehmen.

eDNA-Monitoring

Umwelt-DNA-Monitoring (eDNA) ist ein effizienter und nicht-invasiver Ansatz der Probenahme (Thomsen & Willerslev, 2015; Leese et al., 2016). Dabei wird eine Wasserprobe durch Amplifikation mittels Polymerase-Kettenreaktion (PCR) und DNA-Sequenzierung analysiert. Die Amplifikation erfolgt entweder für eine einzelne Art unter Verwendung spezifischer Primer oder für mehrere Arten unter Verwendung generischer Primer für eine bestimmte Zielartengruppe. Insbesondere die schnell voranschreitenden Next-Generation-Sequencing-Technologien (NGS) haben umfassende Biodiversitätsstudien mit begrenztem Aufwand und geringen Kosten möglich gemacht (Ficetola et al., 2008).

Monitoring mittels Elektrofischerei und Reusen

Elektrofischerei und Netzfang mittels Reuse sind weit verbreitete und etablierte Methoden zur Befischung von Zwergwelsen (vgl. Zogaris, 2017), wobei Reusen i.d.R. weniger für das Monitoring als zum Abfischen verwendet werden, sodass Adaptierungen erforderlich sein könnten (Zogaris, 2017). Der kombinierte Einsatz von kleinmaschigen Reusen und Elektrofischerei unter Verwendung von Booten repräsentiert die Artenzusammensetzung und Größenstruktur der Fischarten besser als beide Fangmethoden allein (Ruetz III et al., 2007). Durch Elektrofischerei kann eine größere Vielfalt an Lebensräumen in einem größeren Gebiet beprobt werden als anhand einer großen Anzahl von Netzen (Zogaris, 2017). Die Wirksamkeit der elektrofischereilichen Erhebungen ist aber limitiert auf Gewässer < 3 m Tiefe (Porreca et al., 2013). Problematisch beim Einsatz von Reusen ist der mögliche Beifang von geschützten Arten (Prott et al., 2006). Die Methode ist möglicherweise nicht geeignet für den frühzeitigen Nachweis von Beständen mit geringen Abundanzen (Zogaris, 2017).

Erfolgskontrolle

Nach Durchführung von Beseitigungs- und Kontrollmaßnahmen wird eine systematische Überwachung empfohlen, um den Erfolg der gesetzten Maßnahmen zu überprüfen (vgl. Scheibner et al., 2015).

5.1.6.3 Beseitigungs- und Kontrollmaßnahmen

Ablassen von Gewässern und systematische Entnahme

Die Maßnahme eignet sich nur für (kleinere) Gewässer, die vorübergehend trockengelegt werden können (z. B. Teiche) (Scheibner et al., 2015) und die aus naturschutzfachlicher Sicht wenig bedeutsam sind. Nach erfolgter Trockenlegung des gesamten Wasserkörpers können die eingefangenen Tiere getötet und einer Nutzung zugeführt werden. Im Allgemeinen ist diese Maßnahme nur in besonders begründeten Einzelfällen nach sorgfältiger Abklärung durch eine Fachkraft, bei Vorliegen der erforderlichen behördlichen Bewilligungen sowie unter Berücksichtigung möglicher ökosystemarer Auswirkungen vertretbar (vgl. Scheibner et al., 2015).

Systematischer Lebendfang

In kleineren, abgeschlossenen Gewässern können die Tiere mittels Elektrofischerei und/oder Netzfangmethode sowie Angelfischerei entnommen werden (Wiesner et al., 2010; Scheibner et al., 2015). Eine Kombination aus Reusenfang und Elektrofischerei gilt als geeignete Methode zur mechanischen Beseitigung von Zwergwelsen (Prott et al., 2006; Miranda & Boxrucker, 2009). Eingefangene Tiere können getötet und einer Nutzung zugeführt werden. Die Maßnahme ist, abhängig von den örtlichen Gegebenheiten, von unterschiedlicher Effizienz gekennzeichnet. In kleinen, abgeschlossenen Gewässern (z. B. Baggerseen) ist eine Bestandselimination möglich, jedoch sehr aufwändig (Wiesner et al., 2010). Aufgrund des hohen Störungspotenzials sind negative ökosystemare Auswirkungen zu minimieren und allfällige damit verbundene Auflagen zu berücksichtigen (vgl. Scheibner et al., 2015).

Chemische Bekämpfung

Das international am häufigsten eingesetzte Piscizid ist Rotenon. Dieses und andere „Fischbekämpfungsmittel“ sind gemäß Biozidproduktegesetz in Österreich nicht zugelassen und kommen daher in Österreich nicht in Betracht. Deren Wirkung ist nicht selektiv und für alle Fische im Gewässer tödlich.

5.1.6.4 Nutzung und Entsorgung

Tierkörperbeseitigung

Die Entsorgung getöteter Tiere kann in Tierkörperverwertungseinrichtungen erfolgen (Scheibner et al., 2015).

Fleischnutzung

Das Fleisch getöteter, gesunder Tiere kann zum Verzehr freigegeben werden, sofern die Höchstwerte für Kontaminanten (z. B. Dioxine und PCB) nicht überschritten werden (Scheibner et al., 2015).

Belassen an Ort und Stelle

Das Belassen bzw. das Eingraben getöteter Tiere an Ort und Stelle gilt im Hinblick auf die Seuchenprophylaxe als bedenklich (vgl. Scheibner et al., 2015). Die Maßnahme ist nicht empfehlenswert.

5.1.7 Kosten-Wirksamkeits-Analyse

derzeit keine Informationen

Für Österreich bzw. Europa liegt keine Abschätzung der von *A. melas* verursachten gesamtwirtschaftlichen Kosten vor. Die Art gilt als schwierig und kostspielig zu bekämpfen (CABI, 2015; Deputy Direction of Nature, 2016). Die folgende Tabelle gibt einen vereinfachten Überblick über die Kosten-Wirksamkeit der oben erwähnten Maßnahmen.

Tabelle 7: Aufstellung der Kosten und der Wirksamkeit von Maßnahmemöglichkeiten.

Maßnahme	Kosten	Wirksamkeit	Anmerkung	Priorisierung
Öffentlichkeitsarbeit	Gering-Mittel	Hoch	Die erforderlichen Ressourcen und die damit verbundenen Kosten hängen von den durchgeführten Aktivitäten und erstellten Materialien ab (z. B. Medienkampagnen, Websites, Marketingmaterialien, Trainings- und Bildungsprogramme). Die Kosten für derartige Kampagnen werden auf EU-Ebene auf niedrig bis mittel geschätzt (50.000–200.000 € pro Jahr), decken i.d.R. aber mehr als eine nicht-heimische Art ab (Verreycken et al., 2019).	1
eDNA-Monitoring	Gering–Mittel	Mittel–Hoch	Konventionelle Untersuchungen verursachen 250 % mehr Aufwand und Kosten (Michelin et al., 2011). Es besteht jedoch noch Forschungsbedarf zum Einsatz komplementärer Erhebungsmethoden (Evans et al., 2017). Die Einrichtung eines entsprechenden Labors wird auf 20.000 € geschätzt (Zogaris, 2017). Die Kosten für 6 Monate Methodenentwicklung, 12 Monate Probenahme und 6 Monate Analyse wurden auf 30.000 € geschätzt (Vasquez in Zogaris, 2017). Diese Kosten beziehen sich nicht nur auf A. melas, sondern umfassen allenfalls auch weitere Zielarten (vgl. Zogaris, 2017).	2
Monitoring mittels Elektrofischerei und Reusen	Gering–Hoch	Gering–Hoch	Die Höhe der erforderlichen Ressourcen hängt vom potenziellen Verbreitungsgebiet in den einzelnen Mitgliedstaaten ab. Jeder Mitgliedstaat muss einen Umsetzungsplan für die Erhebung dieser Artengruppe entwerfen. Reusen, die sich für den Fang von Zwergwelsen eignen, kosten ca. 120 € pro Stück (Zogaris, 2017). Die Kosten für das Elektrofischerei-Equipment inklusive Boot und Anhänger werden auf ca. 60.000 € geschätzt. Elektrofischerei-Erhebungen kosten 280 € und 2.900 € pro 100 m Fließgewässer (Schmutz et al., 2007).	2

Maßnahme	Kosten	Wirksamkeit	Anmerkung	Priorisierung
Systematischer Lebendfang	Gering–Hoch	Gering–Hoch	Die Kosten sind unter der Maßnahme „Monitoring mittels Elektrofischerei und Reusen" angeführt. Verpflichtende Entnahme im Zuge der Ausübung der Angelfischerei	3
Ablassen von Gewässern	Gering	Gering–Hoch	Das Ablassen kann effizient und kostengünstig sein, ist jedoch nur in einigen Arten von Gewässern (z. B. Fischteichen) durchführbar (Zogaris, 2017).	4
Chemische Bekämpfung	Nicht beurteilt	Nicht beurteilt	Nicht beurteilt, da in Österreich gesetzlich verboten.	–
Ökologische Sperren	Unbekannt	Unbekannt	Die Wirksamkeit von ökologischen Sperren in Schifffahrtskanälen oder Schleusenbetrieben ist unbekannt.	–

5.1.8 Priorisierung der Maßnahmen

- Gezielte Öffentlichkeitsarbeit zur Verhinderung der weiteren Ausbringung;
- Monitoring: Präventive Überwachung bekannter Vorkommen und angrenzender gefährdeter bzw. naturschutzfachlich wertvoller Lebensräume bzw. von Ausbreitungstendenzen in Schutzgebieten und allenfalls Einleitung von Sofortmaßnahmen;
- systematischer Lebendfang in kleinen, geschlossenen Gewässern mittels Netzfang und Elektrofischerei. Verpflichtende Entnahme im Zuge der Ausübung der Angelfischerei;
- Erfolgskontrolle: Systematische Überwachung nach Durchführung von gesetzten Beseitigungs- bzw. Kontrollmaßnahmen;
- Das Ablassen von Gewässern ist einzelfallbezogen zu prüfen. Die Durchführbarkeit ist stark von den lokalen Begebenheiten abhängig.

5.1.9 Literatur

AISLABIE, L., H. VERREYCKEN und G. H. KOPP. Risk assessment template developed under the "Study on Invasive Alien Species – Development of risk assessments to tackle priority species and enhance prevention": *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820). 2020. Verfügbar unter: https://circabc.europa.eu/ui/group/98665af0-7dfa-448c-8bf4-e1e086b50d2c/library/b4e80037-b00c-472a-b15d-3410458db4e6/details

ALEXANDER, T.J., P. VONLANTHEN, G. PÉRIAT, J.C. RAYMOND, F. DEGIORGI und O. SEEHAUSEN. Artenvielfalt und Zusammensetzung der Fischpopulation im Bodensee. Projet Lac, Eawag, Kastanienbaum, 2016.

BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ. Hg. Artenschutz-Report 2015 – Tiere und Pflanzen in Deutschland. Bonn: Bundesamt für Naturschutz, 2015.

BMLRT – BUNDESMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, REGIONEN UND TOURISMUS. Hg. Aquatische Neobiota in Österreich. Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion VII Wasser, 2013.

BOUVET, Y., I. CRISTAU-QUOST und N. THIERO YATABARY. Structure et fonctionnement des ecosystemes du Haut-Rhone Francais. XXII: Contribution a l'etude des poissons d'un bras mort, la lone des pecheurs. *Bulletin Mensuel de la Société Linnéenne de Lyon*, 1982, 51(5),134–147.

BOUVET, Y., E. PATTEE, und F. MEGGOUTH. The contribution of backwaters to the ecology of fish populations in large rivers. Preliminary results on fish migrations within a side arm and from the side arm to the main channel of the Rhone. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie, 1985, 22: 2576–2580.

BRITTON, J. R., G. D. DAVIES und M. BRAZIER. Towards the successful control of the invasive *Pseudorasbora parva* in the UK. *Biological Invasions*, 2010, 12: 125–131.

CABI – CENTRE FOR AGRICULTURE AND BIOSCIENCE INTERNATIONAL. *Ameiurus melas (*black bullhead). Invasive Species Compendium [online]. 2015. [Zugriff am 12.5.2023]. Verfügbar unter: https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.94466.

CLARKSON, R.W. (2004): Effectiveness of electrical fish barriers associated with the Central Arizona Project. *N. Am. J. Fish Manage*, 2004, 24: 94-105.

CUCHEROUSSET J., J.-M. PAILLISSON und A. CARPENTIER. Is mass removal an efficient measure to regulate the North American catfish *Ameiurus melas* outside of its native range? *Journal of Freshwater Ecology*, 2006, 21: 699–704.

DECLERCK, S., G. LOUETTE, T. DE BIE und L. DE MEESTER. Patterns of diet overlap between populations of non-indigenous and native fishes in shallow ponds. *J. Fish Biol*. 2002, 61: 1182-1197.

DEPUTY DIRECTION OF NATURE, SPANISH MINISTRY OF AGRICULTURE AND FISHERIES, FOOD AND ENVIRONMENT: *Ameiurus spp.* EU Non-Native Species Risk Analysis – Risk Assessment V1.0., 2016.

DUßLING, U. & R. BERG. Fische in Baden-Württemberg. Stuttgart: Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg, 2001,176 pp.

EVANS, N. T., P. D. SHIREY, J. G. WIERINGA, A. R. MAHON und G. A. LAMBERTI. Comparative cost and effort of fish distribution detection via environmental DNA analysis and electrofishing. *Fisheries*, 2017, 42(2): 90-99.

FICETOLA, G. F., C. MIAUD, F. POMPANON und P. TABERLET. Species detection using environmental DNA from water samples. *Biology Letters,* 2008, 4: 423–425.

HAMERS, R. Einschleppung von Fischkrankheiten durch fremde Arten – Auch heute noch ein aktuelles Thema in der Fischerei? Teil II. *Fischereiinformationen aus Baden-Württemberg,* 2001, 4: 4-6.

HAUER, W. Fische, Krebse, Muscheln in heimischen Seen und Flüssen. Graz & Stuttgart: Leopold Stocker Verlag, 2007, 231.

HUBO, C., E. JUMPERTZ, M. KROTT, L. NOCKEMANN, A. STEINMANN und I. BRÄUER. Grundlage für die Entwicklung einer nationalen Strategie gegen invasive gebietsfremde Arten. *BfN-Skripten*, 2007, 213.

HULME, P.E. Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology*, 2006, 43(5): 835-847.

LEESE, F., F. ALTERMATT, A. BOUCHEZ, T. EKREM, D. HERING, P. MERGEN und B. ZEGURA. DNAqua-Net: Developing new genetic tools for bioassessment and monitoring of aquatic ecosystems in Europe. *Research Ideas and Outcomes*, 2016, *2*: e11321.

LELEK, A. und C. KÖHLER. Zustandsanalyse der Fischartengemeinschaften im Rhein (1987-1988). *Fischökologie*, 1989, 1: 47-64.

MICHELIN, G., X. HECKLY und B. RIGAUX. Rapport d'etude – ADN Environnemental, Detection de l'Espece Exotique Envahissante Grenouille Taureau. Sologne, 2011.

ESSL, F. und W. RABITSCH (Hg.) Neobiota in Österreich. Wien: Umweltbundesamt, 2002, 197–204.

BONAR S. A., W. A. HUBERT und D. W. WILLIS. Hg. Warmwater fish in large standing waters. Standard methods for sampling North American freshwater fishes. *American Fisheries Society,* 2009, 29–42.

NEHRING, S. International shipping – A risk for aquatic biodiversity in Germany. *Neobiota*, 2005, 6: 125-143.

NEHRING, S., F. ESSL, F. KLINGENSTEIN, C. NOWACK, W. RABITSCH, O. STÖHR, C. WIESNER und C. WOLTER. Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und Österreich. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten 285, 2010.

NEHRING, S., W. RABITSCH, I. KOWARIK und F. ESSL. Hg. Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wildlebende gebietsfremde Wirbeltiere. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten 409, 2015.

NOWAK, M., J. KOŠČO, W. POPEK und P. EPLER. First record of the black bullhead *Ameiurus melas* (Teleostei: Ictaluridae) in Poland. *Journal of Fish Biology*, 2010a, 76: 1529–1532.

NOWAK, M., J. KOŠČO, P. SZCZERBIK, D. MIERZWA und, W. POPEK. When did the black bullhead, *Ameiurus melas* (Teleostei: Ictaluridae) arrive in Poland? *Archives of Polish Fisheries*, 2010b, 18: 183–186.

PAGE, L. M. und B. M. BURR. A field guide to freshwater fishes: North America north of Mexico. Houghton Mifflin Harcourt, 1991.

PANOV, V. E., B. ALEXANDROV, K. ARBAČIAUSKAS, R. BINIMELIS, G. H. COPP, M. GRABOWSKI, F. LUCY, R. S. E. W. LEUVEN, S. NEHRING, M. PAUNOVIĆ, V. SEMENCHENKO und M. O. SON. Assessing the risks of aquatic species invasions via European inland waterways: from concepts to environmental indicators. Integrated Environmental Assessment & Management, 2009, 5: 110–126.

PEDICILLO, G., A. BICCHI, V. ANGELI, A. CAROSI, P. VIALI und M. LORENZONI. Growth of black bullhead *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820) in Corbara Reservoir (Umbria – Italy). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 2008, 389(05), 1-15.

PORRECA, A. P., C. L. PEDERSON, J. R. LAURSEN und R. E. COLOMBO. A comparison of electrofishing methods and fyke netting to produce reliable abundance and size metrics. *Journal of Freshwater Ecology*, 2013, 28(4), 585-590.

PROTT, C. B., G. A. COKER, D. L. MING und R. G. RANDALL. A review of fish sampling methods commonly used in Canadian freshwater habitats. Canadian Tech. Rep. *Fisheries and Aquatic Sciences*, 2006, 2604.

RUETZ III, C. R., D. G. UZARSKI, D. M. KRUEGER und E. S. RUTHERFORD. Sampling a littoral fish assemblage: comparison of small-mesh fyke netting and boat electrofishing. *North American Journal of Fisheries Management*, 2007, 27(3), 825-831.

SCHEIBNER, C., M. ROTH, S. NEHRING, D. SCHMIEDEL, E.-G. WILHELM und S. WINTER. Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 2015, 141(2).

SCHMUTZ, S., S. MATHEISZ, A. POHN, J. RATHGEB und G. UNFER. Erstbesiedelung des Marchfeldkanals aus fischökologischer Sicht. *Österr. Fischerei*, 1994, 47, 158-178.

SCHMUTZ, S., I. G. COWX, G. HAIDVOGL, und D. PONT. Fish-based methods for assessing European running waters: a synthesis. *Fisheries Management and Ecology,* 2007, 14(6), 369-380.

SPINDLER, T. Fischfauna in Österreich. Ökologie – Gefährdung – Bioindikation – Fischerei –Gesetzgebung. Wien: Umweltbundesamt Monographien Band 53, 1995, 140.

THOMSEN, P. F. und E. WILLERSLEV. Environmental DNA – An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. *Biological Conservation,* 2015, 183, 4-18.

TYUS H. M. und J. F. SAUNDERS. Nonnative Fish Control and Endangered Fish Recovery: Lessons from Colorado River. Fisheries Magazine, 2000, 25(9), 17-24.

UNFER, G. und M. JUNGWIRTH. Problem: Nicht-heimische Fischarten. *Natur & Land*, 2002, 88, 22-26.

VERREYCKEN, H., H. R. AISLABIE und G.H. COPP. *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820). Template for Annex with evidence on measures and their implementation cost and cost-effectiveness. 2019.

WELCOMME, R. L. International introductions of inland aquatic species. *FAO Fisheries Technical* Paper, 1988, 294, 318.

WIESNER, C., C. WOLTER, W. RABITSCH und S. NEHRING. Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz, *BfN-Skripten 279*. 2010.

WHEELER, A. Ictalurus melas (Rafinesque, 1820) and I. nebulosus (Lesueur, 1819): the North American catfishes in Europe. *J. Fish Biol.*, 1978, 12, 435-439.

WOLTER, C., R. ARLINGHAUS, U.A. GROSCH und A. VILCINSKAS. Fische & Fischerei in Berlin. Z. Fischk., Suppl., 2003, 2, 1-156.

ZITEK, A., G. UNFER, C. WIESNER und D. FLEISCHANDERL. Monitoring ökologisch orientierter Hochwasserschutzmaßnahmen an der Sulm/Stmk. – Lebensraum & Fischfauna; Studie im Auftrag des Amts der Steiermärkischen Landesregierung, Graz und des BM für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 2004.

ZAUGG, B., P. STUCKI, J.-C. PEDROLI und A. KIRCHHOFER. Fauna Helvetica 7 – Pisces Atlas. Centre Suisse de Cartographie de la Faune, 2003.

ZOGARIS, S. Information on measures and related costs in relation to species considered for inclusion on the Union list: *Ameiurus spp*. *Technical note prepared by IUCN for the European Commission.* 2017.

5.2 Baumwürger (*Celastrus orbiculatus*)

5.2.1 Vorkommen in Österreich

Tabelle 8: Vorkommen des Baumwürgers in Österreich

V	T	S	K	St	O	N	W	B
–	C	–	E	E?	–	C	EX?	–

E = etabliert, C = unbeständig, U = unbekannt, EX = erloschen, AG = ausgerottet

ursprüngliches Vorkommen

Das natürliche Areal der Art liegt in Ostasien und umfasst Japan, Korea, das östliche China inkl. Innere Mongolei sowie den Fernen Osten Russlands (Primorje, Sachalin) (Hou, 1955; POWO, 2023).

Einwanderungspfade

Im Jahr 1859 schickte der Botaniker Dr. P. von Siebold Samen von *C. orbiculatus* aus Japan an Kollegen in Europa zur Kultivierung (Beringen et al., 2017). Der Erstnachweis für Österreich wurde Ende der 1960er-Jahre in Wien erbracht, wo die Art verwildert an einer Bahnböschung angetroffen wurde (Forstner & Hübl, 1971). Aktuelle Nachweise liegen aus Graz (Steiermark), wo die Art mehrfach verwildert in Ufergehölzstreifen und in einem Garten nachgewiesen wurde (Heber & Zernig, 2013), aus Tribuswinkel (Niederösterreich), wo sich ein Exemplar der Liane in einem Feuerdorn (*Pyracantha sp.*) festgesetzt hat (Sauberer & Till, 2015), vom Westufer des Ossiacher Sees (Kärnten), wo die Art in einem Auwaldrest sowie in Gebüschen und Bäumen entlang von Feldwegen vorkommt (Gilli et al., 2021), sowie aus St. Johann im Walde (Osttirol) vor, wo ein Nachweis in einem Ufergehölz an der Isel dokumentiert wurde (Stöhr, 2019).

Vorkommen in Österreich

In Kärnten gilt *C. orbiculatus* als lokal etabliert (Gilli et al., 2021), in der Steiermark ist der Status fraglich (Schratt-Ehrendorfer et al., 2022), in Tirol und in Niederösterreich gilt die Art als unbeständig. Nachdem für Wien keine aktuellen Nachweise vorliegen, wird der floristische Status hier als erloschen eingestuft. In Europa liegen die meisten Fundorte in der Nähe städtischer Gebiete, sodass nicht ganz klar ist, in welchen naturnahen Lebensräumen sich *C. orbiculatus* etablieren wird. Die aus aktueller Sicht am stärksten gefährdeten Standorte sind bodenfeuchte Laubwälder. In weiten Teilen Europas sind die klimatischen Verhältnisse für das Wachstum der Art günstig (Beringen et al., 2017). Eine geringe klimatische Eignung besteht im Mittelmeerraum und in Nordeuropa (EPPO, 2021). Infolge des Klimawandels können höher gelegene Standorte zunehmend anfällig für eine Invasion des Baumwürgers werden, wenn extreme Kälteereignisse seltener werden (Albright et al., 2009). Insgesamt wird davon ausgegangen, dass der Klimawandel die ökologischen Risiken der Art wenig beeinflussen wird (Beringen et al., 2017).

5.2.2 Einbringungs- und Ausbreitungspfade

Einführung

Vorsätzlich. Die Art wird absichtlich als Zierpflanze eingeführt (Griebl, 2020) und im Handel als starkwüchsiger Schlinger für hohe Berankungen bis 10 m angeboten (Heber & Zernig, 2013), wird aber wohl nur in geringen Mengen verkauft

(vgl. Beringen et al., 2017). *Celastrus orbiculatus* wird international auch als Bonsai angeboten (Rakuten Global Market, 2016, zit. n. Beringen et al., 2021).

Ausbringung

Nicht vorsätzlich. Es ist nicht bekannt, dass der Baumwürger in Europa absichtlich ausgebracht wurde (Beringen et al., 2021). Es wird vermutet, dass die Ausbringung sowohl durch fruchtfressende Vögel als auch durch Gartenaushub erfolgt (Sauberer & Till, 2015; Stöhr, 2019). In Hessen wurden zahlreiche Keimlinge und Jungpflanzen im Umfeld fruktifizierender Bestände dokumentiert (Alberternst, 2020), sodass eine eigenständige Verwilderung von kultivierten Exemplaren möglich ist.

Ausbreitung

Die Ausbreitung erfolgt endozoochor durch Vögel und Kleintiere, hydrochor durch Verdriftung von Früchten entlang von Fließgewässern sowie durch Verschleppung, z. B. mit Gartenabfall (Alberternst, 2020). Über kurze Distanzen kann auch eine eigenständige Ausbreitung über Diasporen erfolgen (Alberternst, 2020). Die vegetative Vermehrung erfolgt durch Wurzelschösslinge (Williams & Timmins, 2003; Beringen et al., 2017), deren Bildung besonders nach Störungen sehr effizient ist (InfoFlora, 2021).

5.2.3 Negative Auswirkungen in Österreich

5.2.3.1 Biodiversität

Für Österreich, wie auch für Deutschland, liegen kaum Informationen bezüglich möglicher Auswirkungen auf die Biodiversität vor (Alberternst, 2020). Die Liane verfolgt eine „sit and wait-strategy“: Sie kann in geschlossenen Wäldern bei geringer Lichtintensität keimen, in einer Keimlingsbank längere Zeitspannen überdauern und nach Öffnung des Waldbestands durch natürliche oder anthropogene Störungen schnell aufwachsen (Greenberg et al., 2001) und großflächige, dichte Bestände bilden. In Nordamerika und Neuseeland gilt *C. orbiculatus* als invasive Pflanzenart, die sich negativ auf die Biodiversität auswirken und forstwirtschaftliche Schäden hervorrufen kann (Fike & Niering, 1999; Williams & Timmins, 2003). Wie in Auwäldern in Neuengland beobachtet, verursacht die Art ein Absterben der Bäume und tritt auch in der Krautschicht so dominant auf, dass darüber hinaus die Naturverjüngung verhindert wird (Marks & van Driesche, 2016).

kann zum Absterben von Bäumen führen

5.2.3.2 Gesundheit

Die Blätter und Früchte sind beim Verzehr für den Menschen giftig (Alberternst, 2018). Darüber hinaus sind keine Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit bekannt (Beringen et al., 2017).

5.2.3.3 Wirtschaft

Auswirkungen auf Forstwirtschaft

Die Art kann sich negativ auf die Forstwirtschaft auswirken. In dichten Beständen kann der Baumwürger Sukzessionsprozesse in der Waldentwicklung behindern (Fike & Niering, 1999), das Wachstum von Trägerbäumen einschränken (Ichihashi & Tateno, 2011) und die Holzqualität verschlechtern (Lutz 1943, zit n. Beringen et al., 2017). Aufgrund des hohen Eigengewichts älterer Exemplare steigt zudem die Wind- und Eisbruchgefahr für überwachsene Bäume (NRCS o. J, zit. n. Alberternst, 2020).

5.2.4 Ziele der Maßnahmen

Früherkennung besonders wichtig

Früherkennung in Kombination mit rasch eingeleiteten Bekämpfungsmaßnahmen ist ein proaktiver Ansatz zur erfolgreichen Bekämpfung gebietsfremder Arten vor ihrer Etablierung (van Valkenburg, 2021). Da der Baumwürger in Österreich bislang nur anhand weniger Vorkommen nachgewiesen ist, ist die rasche und vollständige Beseitigung der Bestände anzustreben. Dies scheint durch eine Kombination aus mehreren Maßnahmen realisierbar. Zur Früherkennung soll verstärkt auf die Art geachtet werden, bislang übersehene, wildwachsende Vorkommen sollen dokumentiert und gemeldet werden (Alberternst, 2019), da nach erfolgter sexueller Reproduktion eine rasche Ausbreitung möglich ist (Silveri et al., 2001). Wirksame Managementmaßnahmen zur Entfernung oder Bekämpfung von *C. orbiculatus* sollten jedenfalls auf die Charakteristika der Art zugeschnitten sein. Die intakte Waldbodenstreu eines ungestörten Waldes verhindert nicht die Ansiedlung von Sämlingen (Ellsworth et al., 2004). Die geringe Überlebensrate in der Samenbank legt jedoch nahe, dass die Ausrottung von Sämlingen und erwachsenen Pflanzen vor dem Samenregen eine wirksame Kontrollstrategie sein könnte (Beringen et al., 2017). Nach der Durchführung von Beseitigungsmaßnahmen sollten die Standorte mehrere Jahre zum Zweck der Erfolgskontrolle überwacht werden. Das Unterbinden weiterer Ausbringung durch Verschleppung kann durch gezielte Öffentlichkeitsarbeit realisiert werden. Insbesondere in Schutzgebieten und anderen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen ist eine vollständige Beseitigung vordringlich.

5.2.5 Allgemeine Bestimmungen

Die Entsorgung des anfallenden Pflanzenmaterials ist gemäß geltenden Bestimmungen durchzuführen. Die Nutzung des Pflanzenmaterials in behördlich genehmigten Kompostieranlagen, die Verbrennung zur Energiegewinnung oder die Entsorgung in Vergärungsanlagen (als Flüssig- oder Feststoffvergärung bei 70° C bzw. 55° C) ist unter Berücksichtigung von Auflagen (z. B. Sterilisieren des Komposts vor Ausbringung, Verhinderung der Ausbreitung beim Transport) zu bevorzugen. Von einer nicht behördlich genehmigten Kompostierung sämtlicher Pflanzenteile (z. B. im Hausgarten) ist abzuraten, da bei unzureichender Kompostierung Pflanzenteile überleben und anschließend wieder ausgebracht werden können. Die gründliche Reinigung von Einsatzgeräten, Maschinen und

Kleidung nach Durchführung der Maßnahmen ist erforderlich. Im Falle des Transports von biogenem Material sind ausschließlich geschlossene Systeme zu verwenden, um einer weiteren Ausbreitung vorzubeugen. Das Verbrennen von Neophyten außerhalb von Verbrennungsanlagen ist gemäß Bundesluftreinhaltegesetz verboten. Die Erteilung von Ausnahmen (z. B. durch Verordnung der Landeshauptleute oder Bescheid der Bezirksverwaltungsbehörden, unter Beachtung von Sicherheitsauflagen und weiteren Bestimmungen) ist möglich und sollte gegebenenfalls vereinfacht werden.

5.2.6 Maßnahmen

5.2.6.1 Prävention

Öffentlichkeitsarbeit

Durch die diversen Möglichkeiten der Öffentlichkeitsarbeit (z. B. Exkursionen, Informationsbroschüren, Bestimmungsmaterial, Kampagnen) sollen die Kenntnis der relevanten Akteure (z. B. Gartenbau, Grundbesitzer:innen, Förster:innen) durch Bewusstseinsbildung im Hinblick auf mögliche negative Auswirkungen der Art gesteigert und Leitlinien für eine erfolgreiche Beseitigung bzw. Entsorgung vermittelt werden.

Maßnahmen zur Minimierung der Kontamination von Ausrüstung und Geräten

Der Transfer von Diasporen mit Ausrüstung und Geräten kann durch gründliche Reinigung aller Gegenstände, insbesondere von Maschinen, die potenziell mit Saatgut kontaminiert sein könnten, minimiert werden (InfoFlora, 2021; EPPO, 2021).

Nachsorge

Sollte infolge der Bekämpfung offener Boden zurückbleiben, besteht die Gefahr, dass dieser von anderen invasiven Neophyten besiedelt wird. Durch Begrünung (Ansaat, Pflanzung) kann dem vorgebeugt werden (vgl. InfoFlora, 2021).

5.2.6.2 Früherkennung und Überwachung

Früherkennung

Die frühzeitige Erkennung invasiver gebietsfremder Pflanzenarten ist ein Schlüsselfaktor für die erfolgreiche Beseitigung neuer Bestände (Genovesi et al., 2010). Die Kombination von Citizen Science und einer nationalen Koordinierungsstelle wird als geeigneter Ansatz erachtet (van Valkenburg, 2021). Es gibt erprobte Apps, die es der interessierten Öffentlichkeit ermöglichen, Fundorte zu verorten und zu melden. Diese Informationen können genutzt werden, um Bekämpfungsmaßnahmen frühzeitig einzuleiten. Citizen Science-Programme benötigen allerdings eine koordinierende wissenschaftliche oder staatliche Schnittstelle

(Roy et al., 2012). Im Zusammenhang mit der Aufnahme in Citizen Science-Programme ist zu beachten, dass die Art vegetativ nicht einfach von dem ebenfalls in Österreich kultivierten und auch unbeständig verwilderten *Celastrus scandens* zu unterscheiden ist (Beringen et al., 2017). Eine speziell für die relevanten Interessengruppen entwickelte Bestimmungshilfe würde diese Maßnahme unterstützen.

Monitoring

Ein systematisches Monitoring von Vorkommen, insbesondere in der Nähe von gefährdeten Biotopen, wird empfohlen, um eine Früherkennung von Gefährdungen zu gewährleisten und um im Bedarfsfall frühzeitig Maßnahmen einleiten zu können. Eine Ausweitung des systematischen Monitorings auf umliegende Gebiete ist empfehlenswert, um Ausbreitungstendenzen frühzeitig zu erkennen.

Erfolgskontrolle

Nach Durchführung von Beseitigungs- und Kontrollmaßnahmen wird eine systematische Überwachung empfohlen, um den Erfolg der gesetzten Maßnahmen zu überprüfen. Insbesondere nach mechanischer Bekämpfung ist eine mehrjährige Überwachung erforderlich, da die Art schnell über Wurzelschösslinge regeneriert.

5.2.6.3 Manuelle und mechanische Bekämpfung

Da *C. orbiculatus* keine persistente Samenbank anlegt, stellt die Eliminierung von erwachsenen Pflanzen und Sämlingen vor dem Samenregen wohl eine wirksame Strategie zur Bekämpfung dar (Ellsworth et al., 2004). Kleine Bestände können durch monatlich wiederholtes Abschneiden sowie das Ausgraben der Wurzeln eliminiert werden. Bei zwei- bis dreimaligem Schnitt pro Jahr treiben die Pflanzen erneut aus. Nicht entfernte Wurzelstücke können ebenfalls erneuten Austrieb nach sich ziehen (Williams & Timmins, 2003). Für Jungpflanzen (< 1 Jahr) und Schösslinge bzw. Sträucher mit einem Stammdurchmesser < 10 cm wird Ausreißen oder Ausgraben 1x/Jahr im Zeitraum März bis August bzw. Juni bis September empfohlen, wobei darauf geachtet werden muss, dass möglichst viele Wurzeln mit ausgerissen werden. Die Maßnahme muss zwei Jahre lang wiederholt werden. Alternativ dazu können die Bestände 5–6x/Jahr im Zeitraum April bis September möglichst bodennah abgemäht werden. Die Maßnahme muss fünf Jahre lang wiederholt werden. Für Individuen mit > 10 cm Stammdurchmesser empfiehlt sich das Ringeln der Stämme, wobei die Maßnahme gleichzeitig auf alle Stämme in der nahen Umgebung anzuwenden ist. Wenn ein Risiko wegen fallender Äste oder Bäume besteht, ist diese Methode aus Sicherheitsgründen nicht geeignet. Alternativ dazu können die Pflanzen durch Fällen auf Stock gesetzt werden. Die nachwachsenden Jungtriebe müssen 5–6x/Jahr möglichst bodennah abgemäht werden. Das Abmähen muss fünf Jahre lang wiederholt werden (InfoFlora, 2021). Da die Art aus jedem Teil des Stängels oder der Wurzel erneut austreiben kann, muss das gesamte Pflanzenmaterial nach

der Bekämpfung eingesackt und vom Standort entfernt werden (Lynch, 2011; IPSAWG, 2019). Nach Alberternst (2019) hat sich auch das Fräsen (ca. 7 cm Bodentiefe) und Mulchen in einem Arbeitsgang mit einem leistungsstarken Forstmulcher in den Wintermonaten zur Entfernung des Rundblättrigen Baumwürgers als wirksam erwiesen. Einmalig durchgeführt, hat die Maßnahme zwar zu einem deutlichen Rückgang (> 95 %) geführt, für eine vollständige Beseitigung müssen jedoch die Neuaustriebe und Sämlinge, z. B. durch nochmaliges Fräsen oder durch Ausgraben von Trieben und Ausreißen von Keimlingen, entfernt werden.

5.2.6.4 Chemische Bekämpfung

Bei Kletterpflanzen empfiehlt sich die Applikation des Herbizids direkt auf die geschnittenen Stümpfe oder auf die Rinde an der Stammbasis, wobei die Anwendung auf den geschnittenen Stümpfen wirksamer ist. Behandlungen mit Triclopyr und Glyphosat sind wirksam bei der Verringerung der Überlebensrate der Reben sowie der Anzahl und Länge der Neuaustriebe. Es sind nur relativ geringen Mengen der Herbizide erforderlich, um ein erneutes Austreiben nach dem Schneiden zu verhindern. Auf das Blattwerk angewendet, hat sich Triclopyr wirksamer erwiesen als Glyphosat (Mervosh & Gumbart, 2015). Bei größeren Individuen kann mittels eines Bohrers auf Brusthöhe ein Loch bis zur Stammmitte gebohrt und darin das Herbizid eingebracht werden. Nach dem Absterben kann die Fällung erfolgen (InfoFlora, 2021). Eine chemische Bekämpfung ist insbesondere nach erfolgter manueller oder mechanischer Bekämpfung wirksam, wenn das Herbizid sofort auf das geschnittene Stängelgewebe aufgetragen wird (EPPO, 2021).

Der Einsatz von Herbiziden ist generell problematisch, da eine Verdriftung der Substanzen heimische Arten und Lebensräume beeinträchtigen und darüber hinaus auch negative Auswirkungen auf die Humangesundheit haben kann. Entsprechende gesetzliche Vorgaben und Anwendungshinweise sind jedenfalls strikt einzuhalten. Vom Herbizid-Einsatz auf nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen, insbesondere in Schutzgebieten wird abgeraten.

5.2.6.5 Feuer

Gezieltes Abbrennen im Frühjahr vor dem Laubaustrieb mit einer Temperatur über 140° C kann aufgrund der Feuerunverträglichkeit der Samen als unterstützende Maßnahme bei der Bekämpfung eingesetzt werden. Dadurch ließe sich die Samenbank eines Jahres weitgehend eliminieren (Leicht-Young et al., 2013). In der EU wird Feuer im Management von Neophyten allerdings nicht angewendet (Beringen et al., 2017).

5.2.6.6 Biologische Bekämpfung

Es sind keine biologischen Bekämpfungsmittel gegen *C. orbiculatus* bekannt (EPPO, 2021).

5.2.7 Kosten-Wirksamkeits-Analyse

derzeit keine Informationen

Für Österreich bzw. Europa liegt keine Abschätzung der von *C. orbiculatus* verursachten gesamtwirtschaftlichen Kosten vor. Es fehlen Daten zu den Kosten von Kontrollmaßnahmen und zu potenziellen Einkommensverlusten aus der Holzproduktion. Auch über die Wirksamkeit von Tilgungs- und Kontrollmaßnahmen liegen nur wenige Informationen vor (vgl. Beringen et al., 2017). In Neuseeland beliefen sich die Kosten für die Bekämpfung von *C. orbiculatus* im Zeitraum 1999–2003 auf rund 27.000 € (Williams & Timmins, 2003). Die folgende Tabelle gibt einen vereinfachten Überblick über die Kosten-Wirksamkeit der oben erwähnten Maßnahmen.

Tabelle 9: Aufstellung der Kosten und der Wirksamkeit von Maßnahmemöglichkeiten.

Maßnahme	Kosten	Wirksamkeit	Anmerkung	Priorisierung
Früherkennung, Monitoring und Erfolgskontrolle	Gering	Unbekannt	Aufgrund von Schwierigkeiten bei der Bestimmung der Art wird die Wirksamkeit als unbekannt beurteilt (vgl. van Valkenburg, 2021). Allerdings können zunehmend KI-bildbasierte Identifizierungstools die Genauigkeit erhöhen (Johnson et al., 2020). Citizen-Programme erfordern eine Koordinationsstelle und die jährlichen Kosten (für alle relevanten Arten) für die Durchführung von Citizen-Science-Projekten in den Jahren 2007–2008 wurden auf 80.000–170.000 € geschätzt (Roy et al., 2012).	1
Manuelle und mechanische Bekämpfung	Hoch	Unbekannt	Wiederholtes Schneiden zeigte im zweiten Management-Jahr eine Abtötungsrate von mehr als 90 % (Nowak & Peck, 2016). Es sind mehrere Jahre des Managements und der Überwachung notwendig, um sicherzustellen, dass es nicht zu einem Neuaustrieb kommt. Obwohl keine veröffentlichten Daten zur Anwendung dieser Maßnahme auf die Art vorliegen, inkludieren die erforderlichen Ressourcen Arbeitskräfte, Handwerkzeuge und Mäher (geländeabhängig) sowie qualifizierte Personen für die Durchführung der Überwachungsarbeiten (van Valkenburg, 2021).	1

Maßnahme	Kosten	Wirksamkeit	Anmerkung	Priorisierung
Chemische Bekämpfung	Gering	Hoch	In diversen Informationsbroschüren wird diese Maßnahme für *C. orbiculatus* als wirksam bezeichnet (van Valkenburg, 2021). Es sind mehrere Jahre des Managements und der Überwachung notwendig, um sicherzustellen, dass es nicht zu einem Neuaustrieb kommt. Allgemein erfordert der Einsatz von Herbiziden auf einzelne bis wenige Pflanzen nur minimalen Aufwand, es sind jedoch qualifizierte (und möglicherweise lizensierte) Arbeitskräfte erforderlich. Zusätzlich zu den Chemikalien fallen Kosten für Sprüh- und Sicherheitsausrüstung an (van Valkenburg, 2021).	1
Öffentlichkeitsarbeit	Gering	Hoch	Die Kosten für die Etablierung von Sensibilisierungskampagnen sind im Vergleich zu Managementkosten gering.	2
Maßnahmen zur Minimierung der Kontamination von Ausrüstung und Geräten	Unbekannt	Unbekannt	Über Kosten und Nutzen der Maßnahme liegen keine Informationen vor.	3

5.2.8 Priorisierung der Maßnahmen

- Die Kombination aus Früherkennung und frühzeitiger, gezielter manueller und mechanischer Bekämpfung nach Prüfung der lokalen Gegebenheiten inklusive fachgerechter Entsorgung wird als die empfehlenswerteste Maßnahme erachtet. Auch die Kombination von mechanischen und chemischen Bekämpfungsmethoden hat sich als wirksam erwiesen (Williams & Timmins, 2003; Ward & Henzell, 2003).
- Gezielte Öffentlichkeitsarbeit zur Verhinderung der weiteren Ausbringung und Informationsbereitstellung zur fachgerechten Beseitigung bzw. Entsorgung;
- Erfolgskontrolle und Monitoring: Systematische Überwachung nach Durchführung von gesetzten Beseitigungs- bzw. Kontrollmaßnahmen;
- Maßnahmen zur Minimierung der Kontamination von Ausrüstung und Geräten vor wiederholtem Einsatz.

5.2.9 Literatur

ALBERTERNST, B. Artensteckbrief Celastrus orbiculatus Thunberg 1784 – Rundblättriger Baumwürger. Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, 2020.

ALBRIGHT, T. P., D. P. ANDERSON, N. S. KEULER, S. M. PEARSON und M. G. TURNER. The spatial legacy of introduction: Celastrus orbiculatus in the southern Appalachians, USA. Journal of Applied Ecology, 2009, 46(6), 1229-1238.

BERINGEN, R., G. A. VAN DUINEN, L. DE HOOP, P. C. DE HULLU, J. MATTHEWS, B. ODÉ, J. L. C. H. VAN VALKENBURG, G. VAN DER VELDE und R. S. E. W Leuven. Risk assessment of the alien Staff-vine (Celastrus orbiculatus). Reports Environmental Science 523. AJ Nijmegen: Radboud University, Department of Environmental Science, Faculty of Science, Institute for Water and Wetland Research, 2017.

ELLSWORTH, J. W., R. A. HARRINGTON und J. H. FOWNES. Seedling emergence, growth, and allocation of Oriental bittersweet: effects of seed input, seed bank, and forest floor litter. Forest Ecology and Management, 2004, 190(2-3), 255-264.

EPPO – EUROPEAN AND MEDITERRANEAN PLANT PROTECTION ORGANIZATION. EPPO Technical Document No. 1084. Pest risk analysis for Celastrus orbiculatus. Paris: EPPO, 2021. Verfügbar unter: https://gd.eppo.int/taxon/CELOR/documents

FIKE, J. und W. A. NIERING. Four decades of old field vegetation development and the role of Celastrus orbiculatus in the northeastern United States. J. Vegetation Science, 1999, 10 (4), 483-492.

FORSTNER, W. und E. HÜBL. Ruderal-, Segetal- und Adventivflora von Wien. Wien: Verlag Notring, 1971.

GILLI, C., C. PACHSCHWÖLL, und H. NIKLFELD, Floristische Neufunde (430-508). Neilreichia, 2021, 12, 291-400.

GENOVESI, P., R. SCALERA, S. BRUNEL, D. ROY und W. SOLARZ. Towards an early warning and information system for invasive alien species (IAS) threatening biodiversity in Europe. EEA Technical report No 5/2010, 2010, 47.

GREENBERG, C. H., L. M. SMITH und D. J. LEVEY. Fruit fate, seed germination and growth of an invasive vine – an experimental test of „sit and wait"strategy. Biological invasions, 2001, 3, 363-372.

GRIEBL, N. Kosmos Naturführer – Neophyten. Stuttgart: Franck-Kosmos, 2020.

HOU, D. A revision of the genus Celastrus. Ann. Missouri Bot. Gard. 1995, 42: 215-302. Verfügbar unter: http://www.biodiversitlibrary.org/page/26841659#page/308/mode/1up

ICHIHASHI, R., und M. TATENO. Strategies to balance between light acquisition and the risk of falls of four temperate liana species: to overtop host canopies or not? Journal of Ecology, 2011, 99(4), 1071-1080.

INFOFLORA. Celastrus orbiculatus Thunb. (Celastraceae) Factsheet. [online] 2021 [Zugriff am 07.07.2023]. Verfügbar unter: https://www.infoflora.ch/assets/content/documents/neophyten/inva_cela_orb_d.pdf

IPSAWG. Oriental bittersweet Celastrus orbiculatus. Invasive plant species fact sheet [online]. 2019 [Zugriff am 10.07.2023]. Verfügbar unter: https://www.in.gov/dnr/files/Oriental_Bittersweet.pdf

JOHNSON, B. A., A. D. MADER, R. DASGUPTA, und P. KUMAR. Citizen science and invasive alien species: An analysis of citizen science initiatives using information and communications technology (ICT) to collect invasive alien species observations. Global Ecology and Conservation 21, 2020.

LEICHT-YOUNG, S. A., N. B. PAVLOVIC und R. GRUNDEL. Susceptibility of eastern US habitats to invasion of Celastrus orbiculatus (oriental bittersweet) following fire. Forest Ecology and Management, 2013, 302, 85-96.

LYNCH, A. Investigating distribution and treatments for effective mechanical and herbicide application for controlling oriental bittersweet (Celastrus orbiculatus Thunb.) vines in an Appalachian hardwood forest. MS Thesis, Davis College of Agriculture, Natural Resources and Design, USA, 2009.

VAN DRIESCHE, R., D. SIMBERLOFF, B. BLOSSEY, C. CAUSTON, M. HODDLE, C. MARKS, K. HEINZ, D. WAGNER, K. WARNER. Integrating Biological control into conservation practice. Designing restoration programs based on understanding the drivers of ecological change. Wiley Blackwell. 2016, 4-21.

MERVOSH, T. L. und D. GUMBART. Cutting and Herbicide Treatments for Control of Oriental Bittersweet, Pale Swallow-Wort and Morrow's Honeysuckle. Natural Areas Journal, 2015, 35(2), 256-265.

NOWAK, C. A. & C. J. PECK. Large Oriental Bittersweet Vines Can Be Killed by Cutting Alone: Implications for Utility Arboriculture and Other Hazard Tree Work. Arboriculture & Urban Forestry, 2016, 42(4), 253–266.

POWO – Plants of the World Online. Facilitated by the Royal Botanic Gardens, Kew. [online]. 2023 [Zugriff am 03.07.2023]. Verfügbar unter: http://www.plantsoftheworldonline.org

ROY, H. E., M. J.O. POCOCK, C. D. PRESTON, D. B. ROY, J. SAVAGE, J. C. TWEDDLE und L.D. ROBINSON. Understanding Citizen Science & Environmental Monitoring. Final Report on behalf of UK-EOF. NERC Centre for Ecology & Hydrology and Natural History Museum, 2012.

SAUBERER, N. und W. TILL. Die Flora der Stadtgemeinde Traiskirchen in Niederösterreich: Eine kommentierte Artenliste der Farn- und Blütenpflanzen. BCBEA, 2015, 1(1), 3-63.

SCHRATT-EHRENDORFER, L., H. NIKLFELD, CH. SCHRÖCK & O. STÖHR. Hg. Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Österreichs. Stapfia, 2022, 114, 1-357.

SILVERI, A., P. W. DUNWIDDIE und H. J. MICHAELS. Logging and edaphic factors in the invasion of an Asian woody vine in a mesic North American forest. Biological Invasions, 2001, 3(4), 379-389.

STÖHR, O. Baumwürger – neu für Tirol [online]. 2019 [Zugriff am 03.07.2023]. Verfügbar unter: posting.php?f=10&mode=reply&t=1828

VAN VALKENBURG, J. Information on measures and related costs in relation to species considered for inclusion on the Union list – Celastrus orbiculatus [online]. 2021 [Zugriff am 10.07.2023]. Verfügbar unter: https://circabc.europa.eu/sd/a/f76f4c0f-0114-42c2-a626-56bc44eed8a1/Celastrus%20orbiculatus_measures.pdf

WARD, B. und R. A. HENZELL. A novel herbicidal gel technique for controlling the vine Celastrus orbiculatus (climbing spindleberry). In: Child, L., Brock, J. H., Brundu, G., Prach, K., Pyšek, K., Wade, P. M. & Williamson, M. Plant invasions: ecological threats and management solutions. Backhuys, Leiden, 2003.

WILLIAMS, P. A. & S. M.TIMMINS. Climbing spindle berry (Celastrus orbiculatus Thunb.) biology, ecology, and impacts in New Zealand [online]. 2003 [Zugriff am 06.07.2023. Verfügbar unter: https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.149.9906&%20rep=rep1&type=pdf

5.3 Himalaya-Knöterich (*Koenigia polystachya*)

5.3.1 Vorkommen in Österreich

Tabelle 10: Vorkommen des Himalaya-Knöterichs in Österreich

V	T	S	K	St	O	N	W	B
C	C	C	C	EX	E	–	–	–

E = etabliert, C = unbeständig, U = unbekannt, EX = erloschen, AG = ausgerottet

ursprüngliches Vorkommen

Die ursprünglich in den subalpinen bis alpinen Zonen zwischen 2.400 m und 4.400 m Zentral- und Ostasiens (China (Sichuan, Yunnan), Tibet, Bhutan, Jammu und Kashmir, Pakistan (Kurram, Hazara), Sikkim, Nepal, Indien (Assam, Arunachal Pradesh, Himachal Pradesh) und möglicherweise Afghanistan beheimatete Art (Beringen et al., 2018; DiTomaso & Healy, 2007; POWO, 2023) wurde in Österreich erstmals im Jahr 1918 verwildert nachgewiesen (Neumayer, 1930).

Vorkommen in Österreich

Die Art kommt in mehreren Bundesländern mit Ausnahme von Niederösterreich, Wien und dem Burgenland vor. In der Steiermark wurde sie das letzte Mal in den 1930er-Jahren festgestellt und gilt aktuell als erloschen (Stöhr et al., 2009). Insbesondere im oberösterreichischen Teil des Salzkammerguts wurden schon mehrere und teils große Vorkommen beobachtet (Stöhr et al., 2009); dort gilt die Art als etabliert (Hohla et al., 2009), während die Vorkommen in den anderen Bundesländern als unbeständig gelten. Bis jetzt wurde *K. polystachya* in Österreich in Ufergehölzen, Hochstaudenfluren und an Böschungen nachgewiesen (Stöhr et al., 2009). In der Schweiz kommt der Himalaja-Knöterich auf wechselfeuchten Ruderalflächen, entlang von Flussufern, Straßenrändern und Eisenbahnlinien sowie an Waldrändern und auf Ödland vor (InfoFlora, 2023).

Es wird erwartet, dass eine Verlängerung der Vegetationsperiode infolge erhöhter Temperaturen infolge des Klimawandels zu besseren Wuchsbedingungen und verstärktem Wachstum der Art in Europa führen wird, wodurch sich das Invasionspotenzial steigern sollte. Vermehrte Dürreperioden werden aber möglicherweise die Invasivität einschränken (Tanner & Branquart, 2019).

5.3.2 Einbringungs- und Ausbreitungspfade

Einführung

Vorsätzlich und nicht vorsätzlich. Die Art wurde spätestens 1902 nach Deutschland als Zierpflanze zur Kultur in Gärten eingeführt (Besoke, 1902) und wurde auch als Viehfutterpflanze und Bienenweide angebaut (Fukarek & Henker, 2006). Diese Pfade werden auch für Österreich als wahrscheinlich erachtet. Darüber hinaus wird die Verunreinigung von Material aus Gärtnereien (z. B. Topferde) in Erwägung gezogen (Tanner & Branquart, 2019). In den letzten Jahren hat das Interesse zur Verwendung der Art als Zierpflanze abgenommen (Plantlife, 2010).

Ausbringung

Vorsätzlich und nicht vorsätzlich. Eine Verschleppung durch Gartenauswurf gilt als wahrscheinlich (Stöhr et al., 2009). Nach Fukarek & Henker (2006) wurde die

Art in Deutschland auch als Viehfutterpflanze und Bienenweide absichtlich ausgebracht.

Ausbreitung

Im Allgemeinen werden Knöterich-Rhizome und Stängelstücke entlang von Fließgewässern und durch Überschwemmungen transportiert (DiTomaso & Healy, 2007). Eine Regeneration ist aus Rhizomstücken < 2 cm möglich (Wilson, 2007). Eine eigenständige Ausbreitung entlang von Fließgewässern durch Sprossstücke erscheint auch in Österreich möglich, ist aber nach Stöhr et al. (2009) noch nicht bestätigt. Über die Ausbreitung über Samen ist wenig bekannt (Beringen et al., 2018).

5.3.3 Negative Auswirkungen in Österreich

Die Art zeigt invasives Verhalten in einigen EU-Ländern (Belgien, Frankreich, Irland) sowie im Vereinigten Königreich (Tanner & Branquart, 2019).

5.3.3.1 Biodiversität

verdrängt heimische Arten und fördert Erosion

Koenigia polystachya treibt früh in der Vegetationsperiode vor vielen heimischen Arten aus und kann 2 m hoch werden (DiTomaso & Healy, 2007; Wilson, 2007). Sie formt große, dichte und dauerhafte Kolonien, in denen die einheimische Vegetation u. a. durch Beschattung zurückgedrängt und die Etablierung von Baumkeimlingen eingeschränkt wird (Belgium Biodiversity Platform, 2018; Follak et al., 2018). In derartigen Beständen wurden Populationsrückgänge von wertgebenden bzw. seltenen Arten von über 80 % dokumentiert. Dadurch kann die lokale Artenvielfalt irreversibel reduziert werden (Hill et al., 2009). Die Art fördert die Erosion von Flussufern und ist in der Lage, natürliche Ökosysteme erheblich zu verändern (Belgium Biodiversity Platform, 2018) und in Augebieten zu einer Verschlechterung der Habitatqualität für Fische und Wildtiere zu führen bzw. einen Rückgang von Insektenpopulationen nach sich ziehen (WSDA, 2008; zit. n. Tanner & Branquart, 2019). Einmal verwurzelte Rhizome breiten sich weitreichend aus und sind in der Lage, sowohl entlang von Waldrändern als auch in feuchtem Grasland großflächig den Boden zu bedecken (InfoFlora, 2023).

5.3.3.2 Gesundheit

Für diese Art sind keine negativen Auswirkungen auf die menschliche und tierische Gesundheit bekannt (Tanner & Branquart, 2019; InfoFlora, 2023).

5.3.3.3 Wirtschaft

Abgesehen vom Wert der Art als Zierpflanze, die vom Gartenbauhandel verkauft wird, hat *K. polystachya* keinen nennenswerten sozioökonomischen Vorteil im europäischen Raum (Tanner & Branquart, 2019).

Beschädigung von Infrastruktur

Durch die Beschädigung von Infrastruktur kann es zu erheblichen wirtschaftlichen Schäden kommen. Der Unterhalt von Verkehrswegen, insbesondere von

Straßen- und Eisenbahnböschungen verursacht aufwändigere Eingriffe und die Entsorgung der Grünabfälle. Da *K. polystachia* Augebiete besiedeln kann, besteht ein Potenzial hinsichtlich negativer Auswirkungen auf kulturelle Ökosystemleistungen, indem der Zugang zu Gewässern für Freizeitaktivitäten eingeschränkt werden kann. Auch in kulturell bedeutenden städtischen Gebieten kann das Eindringen der Art die Attraktivität verringern (Tanner & Branquart, 2019).

Die Kosten für die Bekämpfung von Staudenknötericharten können hoch sein und erfordern erhebliche Ressourcen und arbeitsintensive Methoden Es liegt jedoch keine Kostenschätzung für diese Art vor (Tanner & Branquart, 2019). Aus Großbritannien wird berichtet, dass die Art negative Auswirkungen für Hausverkäufe und -käufe nach sich ziehen kann, da ein Vorkommen der Art Banken darin hindern kann, Kredite zu vergeben (http://www.telegraph.co.uk/finance/personalfinance/borrowing/mortgages/12012333/Now-its-not-only-knotweed-that-will-stop-you-getting-a-mortgage.html.)

5.3.4 Ziele der Maßnahmen

frühzeitige Erkennung hat Priorität

Die Verhinderung der Etablierung von *K. polystachya* sowie die Verhinderung der weiteren Ausbreitung der Art durch Rhizom- und Stängelfragmente sollten oberste Priorität haben, da die Ausrottung äußerst schwierig und teuer sein kann (Duncan, 2019). Die Maßnahmen sollen sich daher auf die frühzeitige Erkennung und Ausrottung der Art konzentrieren, insbesondere bei kleineren Beständen ist eine rasche und vollständige Beseitigung anzustreben. Im oberösterreichischen Teil des Salzkammerguts, wo bereits große Bestände der Art beobachtet wurden, sollten zumindest Kontrollmaßnahmen durchgeführt werden. Nach der Durchführung von Beseitigungsmaßnahmen sollten die Standorte mehrere Jahre zum Zweck der Erfolgskontrolle überwacht werden. In Schutzgebieten und anderen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen ist eine vollständige Beseitigung vordringlich.

Die Verschleppung von Rhizom- und Stängelfragmenten, aus denen sich neue Bestände entwickeln können, stellt ein großes Risiko dar, sodass beim Transport und der Entsorgung von Pflanzenabfällen sowie beim Transport von kontaminiertem Erdmaterial besondere Vorsicht geboten ist (InfoFlora, 2023).

5.3.5 Allgemeine Bestimmungen

Die Entsorgung des anfallenden Pflanzenmaterials ist gemäß den geltenden Bestimmungen durchzuführen. Die Nutzung des Pflanzenmaterials in behördlich genehmigten Kompostieranlagen, die Verbrennung zur Energiegewinnung oder die Entsorgung in Vergärungsanlagen (als Flüssig- oder Feststoffvergärung bei 70° C bzw. 55° C) ist unter Berücksichtigung von Auflagen (z. B. Sterilisieren des Komposts vor Ausbringung, Verhinderung der Ausbreitung beim Transport) zu bevorzugen. Von einer nicht behördlich genehmigten Kompostierung sämtlicher Pflanzenteile (z. B. im Hausgarten) ist abzuraten, da bei unzureichender

Kompostierung Pflanzenteile überleben und anschließend wieder ausgebracht werden können. Die gründliche Reinigung von Einsatzgeräten, Maschinen und Kleidung nach Durchführung der Maßnahmen ist erforderlich. Im Falle des Transports von biogenem Material sind ausschließlich geschlossene Systeme zu verwenden, um einer weiteren Ausbreitung vorzubeugen. Das Verbrennen von Neophyten außerhalb von Verbrennungsanlagen ist gemäß Bundesluftreinhaltegesetz verboten. Die Erteilung von Ausnahmen (z. B. durch Verordnung der Landeshauptleute oder Bescheid der Bezirksverwaltungsbehörden, unter Beachtung von Sicherheitsauflagen und weiteren Bestimmungen) ist möglich und sollte gegebenenfalls vereinfacht werden.

5.3.6 Maßnahmen

5.3.6.1 Prävention

Handels-, Besitz- und Ausbringungsverbot

Invasive gebietsfremde Arten von unionsweiter Bedeutung dürfen gemäß Art. 7 der EU-Verordnung 1143/2014 nicht vorsätzlich in das Gebiet verbracht, gehalten, gehandelt oder in die Umwelt freigesetzt werden. Die Kontrolle der Umsetzung dieser Vorgaben ist durch die zuständigen Behörden sicherzustellen.

Öffentlichkeitsarbeit

Durch die diversen Möglichkeiten der Öffentlichkeitsarbeit (z. B. Exkursionen, Informationsbroschüren, Kampagnen) sollen die Kenntnis der relevanten Akteure (Gartenbau, private Gartenbesitzer:innen) hinsichtlich Bewusstseinsbildung im Hinblick auf mögliche negative Auswirkungen der Art gesteigert und Leitlinien für eine erfolgreiche Beseitigung bzw. Entsorgung vermittelt werden.

Phytosanitäre Kontrollen und Maßnahmen

Der Transfer von Pflanzenfragmenten (z. B. Rhizomstücken) in kontaminiertem Substrat soll durch phytosanitäre Inspektionen und damit verbundene Maßnahmen unterbunden werden. Die Pflanzenschutzkontrollen sollen v. a. bei Waren durchgeführt werden, die von außerhalb in die EU eingeführt werden. Aufgrund des freien Warenverkehrs zwischen den Ländern ist es jedoch sehr schwierig, derartige Maßnahmen umzusetzen. Um die Effektivität der Maßnahme zu gewährleisten, müssten sich alle Mitgliedstaaten an der Implementierung beteiligen (vgl. Tanner, 2018).

5.3.6.2 Früherkennung und Überwachung

Früherkennung und Monitoring

Ein systematisches Monitoring von Vorkommen, insbesondere in der Nähe von gefährdeten Biotopen, wird empfohlen, um eine Früherkennung von Gefährdungen zu gewährleisten (Hulme, 2006; Hubo et al., 2007) und um im Bedarfs-

fall frühzeitig Maßnahmen einleiten zu können. Eine Ausweitung des systematischen Monitorings auf umliegende Gebiete, insbesondere flussabwärts von bekannten Vorkommen, ist empfehlenswert, um Ausbreitungstendenzen frühzeitig zu erkennen. Zwar bestehen Verwechslungsmöglichkeiten mit verschiedenen Arten der invasiven neophytischen Staudenknöteriche (*Reynoutria [Fallopia] spp.*), dennoch sollte die Art zur Verbesserung der Datensituation in ein Citizen Science-Programm aufgenommen werden. Es gibt erprobte Apps, die es der interessierten Öffentlichkeit ermöglichen, Fundorte zu verorten und zu melden. Diese Informationen können genutzt werden, um Bekämpfungsmaßnahmen frühzeitig einzuleiten (Hussner, 2017). Citizen Science-Programme benötigen allerdings eine koordinierende wissenschaftliche oder staatliche Schnittstelle (Roy et al., 2012).

Erfolgskontrolle

Nach Durchführung von Beseitigungs- und Kontrollmaßnahmen wird eine systematische Überwachung empfohlen, um den Erfolg der gesetzten Maßnahmen zu überprüfen.

5.3.6.3 Manuelle und mechanische Bekämpfung

Bei neuen, kleinen Beständen bzw. bei kleinen, isolierten Beständen kann eine manuelle Tilgung durch Ausreißen erfolgen. Die Maßnahme ist zwischen April und Oktober so oft wie möglich durchzuführen und in den beiden Folgejahren zu wiederholen (InfoFlora, 2023). Die mechanische Bekämpfung kann mittels einfacher handgeführter, nicht-motorisierter Geräte oder mittels motorisierter Maschinen (z. B. Motorsensen) durchgeführt werden. Im Offenland bzw. in weitläufigem Gelände können auch größere landwirtschaftliche Maschinen eingesetzt werden (Tanner, 2018). Wird eine vollständige Tilgung angestrebt, sollten die Stängel von April bis Mitte August mindestens alle zwei bis drei Wochen geschnitten werden (6- bis 12-mal pro Saison), wobei diese Vorgehensweise mindestens zwei bis fünf Jahre lang wiederholt werden muss (CABI, 2018; InfoFlora, 2023). Von manchen Autor:innen wird es aber als unwahrscheinlich erachtet, dass die Art durch die Mahd als alleinige Maßnahme ausgerottet werden kann (DiTomaso et al., 2013, zit. n. Tanner, 2018). Für eine Bestandskontrolle sollen die Bestände ein- bis zweimal jährlich im Juni bzw. August gemäht werden. Die weitere Ausbreitung von sehr großen Beständen kann durch Abmähen der äußersten 5 m des Bestandes erreicht werden, wobei eine wiederholte Fortsetzung erforderlich ist (InfoFlora, 2023).

Es dürfen keine Motorsensen oder Mähmaschinen verwendet werden, die die Stängel zerfetzen und dadurch Pflanzenteile weiter ausbreiten können (InfoFlora, 2023). Einige Autoren (z. B. Emanuel et al., 2011) sehen das Abmähen kritisch, da dadurch erneutes Wachstum gefördert werden soll.

5.3.6.4 Beweidung

Es wurden zum Teil gute Erfolge bei der Bekämpfung von großen *Reynoutria*-Beständen durch Beweidung mit Rindern, Schafen oder Ziegen erzielt. Der Bestand wird dabei meist nur wenig eingedämmt, breitet sich aber nicht weiter aus. Eine wiederholte Fortsetzung der Maßnahme ist erforderlich (InfoFlora, 2023).

5.3.6.5 Physisches Abdecken

Da es keine Belege gibt, dass das alleinige Abdecken von Beständen mit lichtundurchlässigem Material eine langfristige Kontrolle ermöglicht, ist diese Maßnahme nur in Kombination mit anderen Maßnahmen zu empfehlen (Tanner, 2018). DiTomaso et al. (2013) weisen darauf hin, dass mit gewobenen Stoffen bessere Resultate als mit Kunststofffolien erzielt werden können.

5.3.6.6 Entfernung von Rhizomen und kontaminiertem Substrat

Das Ausheben des Bodens kann eine unterstützende Maßnahme bei der Bekämpfung eines Bestandes darstellen. Das Erdmaterial muss dabei im und rund um den Bestand ca. 50 cm tief abgetragen werden (InfoFlora, 2023). Die Maßnahme kann kostspielig sein, da sie möglicherweise den Einsatz schwerer Maschinen erfordert und der Bodenaushub abtransportiert und auf einer zugelassenen Deponie gelagert werden muss (Tanner, 2018).

5.3.6.7 Chemische Bekämpfung

Für eine erfolgreiche Bekämpfung mit Herbiziden muss der Wirkstoff über eine Wirkungsweise verfügen, die auf einen ausreichenden Transport der Chemikalie von den Blättern in die Wurzeln ausgelegt ist, um diese abzutöten (CABI, 2018). Herbizide mit den Wirkstoffen Glyphosat, Triclopyr, 2-4-D, Picloram und Imazapyr haben sich bei der Bekämpfung von Staudenknöterich-Arten entweder einzeln oder in Kombination als unterschiedlich wirksam erwiesen (Soll, 2004). Die chemische Bekämpfung kann in unterschiedlicher Form ausgeführt werden, z. B. durch Besprühen oder durch Stamminjektionen. Da auch nach Herbizidbehandlung mit einem kräftigen Neuaustrieb zu rechnen ist, erfordert die erfolgreiche Beseitigung eines Bestandes mehrere Behandlungen und dauert länger als ein Jahr (Tanner, 2018). Nach InfoFlora (2023) werden die besten Erfolge erzielt, wenn der gesamte Bestand im Juni, kurz vor der Blüte und bei höchster Biomasse, geschnitten wird und dann die neu aufkommenden Triebe im August/September mit dem Herbizid (meist Glyphosat) behandelt werden.

Wenngleich Tanner (2018) konstatiert, dass eine großflächige Bekämpfung mit ziemlicher Sicherheit den integrierten Einsatz von Herbiziden erfordert, gilt die Herbizidapplikation grundsätzlich als problematisch, da eine Verdriftung der Substanzen heimische Arten und Lebensräume beeinträchtigen kann und darüber hinaus auch negative Auswirkungen auf die Humangesundheit haben

kann. Entsprechende gesetzliche Vorgaben und Anwendungshinweise sind jedenfalls strikt einzuhalten. Vom Herbizid-Einsatz auf nicht-landwirtschaftlich genutzten Flächen, insbesondere in Schutzgebieten, wird abgeraten.

5.3.6.8 Biologische Bekämpfung

Derzeit stellt die biologische Bekämpfung von *K. polystachya* keine relevante Maßnahme dar. Allerdings wurden im natürlichen Verbreitungsgebiet eine Reihe von Wirbellosen und Pilzpathogenen identifiziert, die den Beständen erheblichen Schaden zufügen können (Tanner, 2018).

Eine Aussetzung von gebietsfremden Arten zur Beseitigung von Neophyten ist grundsätzlich kritisch zu bewerten (Schmiedel et al., 2015). Vor der Freisetzung einer gebietsfremden Art als biologisches Schädlingsbekämpfungsmittel ist eine entsprechende Risikobewertung vorzunehmen (Hussner, 2017).

5.3.7 Kosten-Wirksamkeits-Analyse

derzeit keine Informationen

Die Kosten für die Bekämpfung von Staudenknöterichen können hoch sein und erfordern erhebliche Ressourcen und arbeitsintensive Methoden, einschließlich der Entfernung kontaminierter Böden. Es liegen jedoch keine konkreten Zahlen für diese Art vor (Tanner & Branquart, 2019). Die folgende Tabelle gibt einen vereinfachten Überblick über die Kosten-Wirksamkeit der oben erwähnten Maßnahmen.

Tabelle 11: Aufstellung der Kosten und der Wirksamkeit von Maßnahmemöglichkeiten.

Maßnahme	Kosten	Wirksamkeit	Anmerkung	Priorisierung
Öffentlichkeitsarbeit	Gering	Hoch	Es wird geschätzt, dass die Kosten für eine Sensibilisierungskampagne bis zu 10.000 € pro Jahr betragen könnten (einschließlich der Kosten für die Erstellung und Verbreitung von Informationsmaterial sowie der damit verbundenen Personalkosten) (Tanner, 2018).	1
Früherkennung und Monitoring	Gering	Hoch	Citizen-Science Programme erfordern eine Koordinationsstelle und die jährlichen Kosten (für alle relevanten Arten) werden auf 40.000–85.000 € pro Jahr geschätzt (Roy et al., 2012).	2
Manuelle und mechanische Bekämpfung	Hoch	Mittel	Die alleinige manuelle Bekämpfung wird nicht als kosteneffiziente Option für ein langfristiges Management angesehen, da wiederholte Durchgänge erforderlich wären und die Durchführung über mehrere Jahre erfolgen müsste (Tanner, 2018).	2

Maßnahme	Kosten	Wirksamkeit	Anmerkung	Priorisierung
Physisches Abdecken	Hoch	Mittel	Das alleinige Abdecken von Beständen gilt nicht als kosteneffiziente Option, da wiederholte Durchgänge erforderlich wären und die Durchführung über mehrere Jahre erfolgen müsste (Tanner, 2018).	3
Entfernung von Rhizomen und kontaminiertem Substrat	Hoch	Mittel	Obwohl der anfängliche Kostenaufwand hoch ist, handelt es sich über längere Zeiträume betrachtet um eine kosteneffiziente Maßnahme. In Kombination mit Herbizidbehandlung ohne Abtransport werden die Kosten auf 3.560–8.455 € (Bestände < 50 m²) bzw. 9.790–17.800 € (100–499 m²) geschätzt. Für den vollständigen Aushub und Abtransport auf eine Deponie fallen Kosten von 3.560–17.800 € (Bestände < 50 m²) bzw. 31.150–106.800 € (100–499 m²) an (Japanese knotweed specialists, 2018; zit. n. Tanner, 2018).	3
Chemische Bekämpfung	Gering	Hoch	Es liegt keine Kostenabschätzung für *K. polystachya* vor. Allerdings dürften die Kosten vergleichbar mit der chemischen Bekämpfung anderer Staudenknöterich-Arten sein. Bei *Reynoutria japonica* werden die Kosten für eine chemische Bekämpfung auf 890–2.625 € (Bestände < 50 m²) bzw. 3.515–6.185 € (100–499 m²) geschätzt (Japanese knotweed specialists, 2018; zit. n. Tanner, 2018). Bei der Bekämpfung kleiner Bestände wird die Maßnahme als kosteneffizient beurteilt, wenngleich auch hier wohl wiederholte Anwendungen erforderlich sind (Tanner, 2018).	3
Biologische Bekämpfung	Hoch	?	Die Kostenwirksamkeit der Durchführung eines biologischen Bekämpfungsprogramms gegen diese Art wird zunächst als gering eingestuft, da zur Etablierung erhebliche Kosten anfallen würden. Ein klassisches biologisches Bekämpfungsprogramm kann etwa 600.000 € kosten (Tanner, 2018).	4

5.3.8 Priorisierung der Maßnahmen

- Gezielte Öffentlichkeitsarbeit zur Verhinderung der weiteren Ausbringung und Informationsbereitstellung zur fachgerechten Entsorgung.
- Die Kombination aus Früherkennung (z. B. durch Citizen Science-Programme) und frühzeitiger, gezielter manueller und mechanischer Bekämpfung nach Prüfung der lokalen Gegebenheiten inklusive fachgerechter Entsorgung wird als die wirkvollste Maßnahmenkombination erachtet. Als un-

terstützende Maßnahmen können, je nach Situation, das physische Abdecken mit lichtundurchlässigem Material, die Entfernung von Rhizomen bzw. kontaminiertem Substrat sowie die chemische Bekämpfung dienen.

- Monitoring: Präventive Überwachung bekannter Vorkommen und angrenzender gefährdeter bzw. naturschutzfachlich wertvoller Lebensräume bzw. von Ausbreitungstendenzen in Schutzgebieten und allenfalls Einleitung von Sofortmaßnahmen;
- Erfolgskontrolle: Systematische Überwachung nach Durchführung von gesetzten Beseitigungs- bzw. Kontrollmaßnahmen.

5.3.9 Literatur

BELGIUM BIODIVERSITY PLATFORM [online]. 2018 [Zugriff am 28.06.2023]. Verfügbar unter: http://ias.biodiversity.be/species/show/85

BERINGEN, R., R. S. E. W. LEUVEN, M. ODÉ, M. VERHOFSTAD und J. L. C. H VAN VALKENBURG. Risk assessment of four Asian knotweeds in Europe. FLORON report 2018.049.e1, 2018.

BESOKE, G. Ligularia macrophylla D.C., Polygonum polystachyum Wall., Senecio pulcher Hook et Arn. und Stockesia cyanea L´Herit, vier wertvolle Stauden. Gartenwelt, 1902, 6, 493.

CABI – CABI – CENTRE FOR AGRICULTURE AND BIOSCIENCE INTERNATIONAL. *Persicaria* wallichii (Himalayan knotweed) [online]. 2018 [Zugriff am 29.06.2023]. Verfügbar unter: https://www.cabi.org/isc/datasheet/120210#45E2911E-83DC-4504-A8F8-01D79ED42F0B.

DITOMASO, J. M. und E. A. HEALY. Weeds of California and other Western States. Vol 2. Weeds of California and other Western States. Vol 1. CA, USA: UC Davis – University of California ANR Pub. 3488, 2007.

DUNCAN, C. *Identification and management of invasive knotweeds* [online]. 2019 [Zugriff am 29.06.2023]. Verfügbar unter: //www.techlinenews.com/articles/identification-and-management-of-invasive-knotweeds.html

EMANUEL, R., A. HULTING und R. KOEPKE-HILL. *Biology and management of knotweeds in Oregon: A guide for gardeners and small-acreage landowners* [online]. 2011 [Zugriff am 29.06.2023]. Verfügbar unter: https://catalog.extension.oregonstate.edu/sites/catalog/files/project/pdf/em9031.pdf

FOLLAK, S., M. EBERIUS, F. ESSL, A. FURDOS, N. SEDLACEK und F. TROGNITZ. Invasive alien plants along roadsides in Europe. EPPO Bulletin, 2018, 48(2), 256-265.

FUKAREK, F. & H. HENKER. Flora von Mecklenburg-Vorpommern. Farn- und Blütenpflanzen. Jena: Weissdorn-Verlag, 2006, 428.

HILL, M. O., B. C. BECKMANN, J. D. D. BISHOP, M. R. FLETCHER, D. B. LEAR, J. H. MARCHANT, L. C. MASKELL, D. G. NOBLE, M. M. REHFISCH, H. E. ROY, S. ROY und J. SEWELL. Developing an indicator of the abundance, extent and impact of invasive non-native species (Final report). London, UK: DEFRA, 2009, 49.

HUBO, C., E. JUMPERTZ, M. KROTT, L. NOCKEMANN, A. STEINMANN und I. BRÄUER. Grundlage für die Entwicklung einer nationalen Strategie gegen invasive gebietsfremde Arten. BfN-Skripten, 2007, 213.

HULME, P.E. Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology,* 2006, 43(5), 835-847.

HUSSNER, A. Information on measures and related costs in relation to species considered for inclusion on the Union list: *Pistia stratiotes*. Technical note prepared by IUCN for the European Commission, 2017.

HOHLA, M., O. STÖHR, G. BRANDSTÄTTER, J. DANNER, W. DIEWALD, F. ESSL, H. FIEREDER, F. GRIMS, F. HÖGLINGER, G. KLEESADL, A. KRAML, F. LENGLACHNER, A. LUGMAIR, K. NADLER, H. NIKLFELD, A. SCHMALZER, L. SCHRATT-EHRENDORFER, C. SCHRÖCK, M. STRAUCH und H. WITTMANN. Katalog und Rote Liste der Gefäßpflanzen Oberösterreichs. Linz: Land Oberösterreich, Oberösterreichische Landesmuseen, *Stapfia 9*, 2009.

INFOFLORA. Polygonum polystachyum Meisn. (Polygonaceae). Factsheet. [online]. 2023 [Zugriff am 28.06.2023]. Verfügbar unter: https://www.infoflora.ch/assets/content/documents/neophyten/inva_poly_pol_d.pdf

NEUMAYER, H. (1930): Floristisches aus Österreich und einiger angrenzender Gebiete I. — *Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich,* 1930, 79, 336-411.

PLANTLIFE. *Here today, here tomorrow? Horizon scanning for invasive non-native plants.* [online]. 2010 [Zugriff am 28.06.2023]. Verfügbar unter: https://plantnetwork.org/links/biodiversity-wildlife-links/here-today-here-tomorrow-horizon-scanning-for-invasive-non-native-plants/

POWO – PLANTS OF THE WORD ONLINE. Plants of the word online. Facilitated by the Royal Botanic Gardens. [online]. 2010 [Zugriff am 28.06.2023]. Verfügbar unter: Kew. http://www.plantsoftheworldonline.org

ROY, H. E., M. J .O. POCOCK, C. D. PRESTON, D. B. ROY, J. SAVAGE, J. C. TWEDDLE und L. D. ROBINSON. Understanding Citizen Science & Environmental Monitoring. Final Report on behalf of UK-EOF. NERC Centre for Ecology & Hydrology and Natural History Museum, 2012.

SOLL, J. *Controlling knotweed (Polygonum cuspidatum, P. sachalinense, P. polystachyum and hybrids) in the Pacific Northwest* [online]. 2004 [Zugriff am 29.06.2023]. Verfügbar unter: http://www.invasive.org/gist/moredocs/polspp01.pdf

STÖHR, O., P. PILSL, F. ESSL, H. WITTMANN& M. HOHLA. Beiträge zur Flora von Österreich, *III. Linzer. biol. Beiträge*, 2009, 41(2), 1677-1755.

TANNER, R. *Koenigia polystachya* (Wall. ex Meisn.). Template for Annex with evidence on measures and their implementation cost and cost-effectiveness, 2018.

TANNER, R. und E. BRANQUART. Risk assessment *Koenigia polystachya*. Study on Invasive Alien Species – Development of risk assessments to tackle priority species and enhance prevention, 2019.

WILSON, L. M. Key to identification of invasive knotweeds in British Columbia. B.C. Ministry of Forest and Range, Forest Practices Branch, Kamloops, B.C., 2007.

5.4 Wassersalat (*Pistia stratiotes*)

5.4.1 Vorkommen in Österreich

Tabelle 12: Vorkommen des Himalaya-Knöterichs in Österreich

V	T	S	K	St	O	N	W	B
C	–	C	C	–	–	C	C	–

E = etabliert, C = unbeständig, U = unbekannt, EX = erloschen, AG = ausgerottet

ursprüngliches Vorkommen

Bezüglich des natürlichen Areals besteht eine gewisse Unsicherheit. Es wird entweder angenommen, dass das natürliche Areal die Pantanal-Region in Südamerika umfasst, die sich über die Länder Bolivien, Brasilien und Paraguay erstreckt (EPPO, 2017). Oder es handelt sich um eine pantropisch verbreitete Art, deren Areal sich auf die tropischen und subtropischen Regionen Asiens, Afrikas, Australiens und Südamerikas erstreckt (Gillett et al., 1988; Evans, 2013).

Der Wassersalat wurde spätestens seit 1851 im Botanischen Garten Hamburg kultiviert (Otto, 1851); die erste Verwilderung in Europa wurde aus den Niederlanden im Jahr 1973 bekannt (Mennema, 1977).

Vorkommen in Österreich

In Österreich wurde die Art spätestens im Jahr 1996 erstmalig nachgewiesen. Eine Angabe für das Jahr 1980 gilt als fraglich (vgl. BMLRT, 2013). Es liegen mittlerweile Nachweise für die Bundesländer Vorarlberg, Salzburg, Kärnten, Niederösterreich und Wien vor. Der floristische Status wird derzeit in allen Bundesländern als unbeständig eingestuft. Eine Förderung des Invasionsrisikos durch die Folgen des Klimawandels wird angenommen (Sajna et al., 2007).

5.4.2 Einbringungs- und Ausbreitungspfade

Einführung

Vorsätzlich. Die Art wurde zur Kultur in botanischen Gärten (Otto, 1851) sowie als aquatische Zierpflanze zur Verwendung in Teichen und Aquarien eingeführt. Darüber hinaus ist auch eine Einführung durch mit *Pistia stratiotes* kontaminiertem gärtnerischem Material bzw. Substrat sowie durch kontaminierte, in Fischerei oder im Bootssport verwendete Freizeitausrüstung möglich (Hussner, 2017a; 2017b).

Ausbringung

Vorsätzlich und nicht vorsätzlich. Sowohl eine absichtliche Ausbringung (Ansalbung) in Süßwasser-Ökosysteme (Fließ- und Stillgewässer bzw. Stauseen) als auch eine unabsichtliche Ausbringung infolge unsachgemäßer Entsorgung von Aquarieninhalten stellen relevante Pfade dar (Hussner, 2017b).

Ausbreitung

Pistia stratiotes breitet sich vornehmlich ungeschlechtlich durch die Produktion von Tochterpflanzen, die sich von der Mutterpflanze lösen, aus (Neuenschwander et al., 2009). Grundsätzlich wurde auch die Produktion lebensfähiger Samen beobachtet, allerdings gibt es keine Hinweise auf erfolgreiche Samenkeimung in Europa (Sajna et al., 2007; Hussner, 2014). Eine Ausbreitung kann durch menschliche Aktivitäten sowie natürlich durch flussabwärts gerichtete Abdrift

von Pflanzen(teilen) infolge von Hochwasserereignissen (vgl. Hussner, 2017b) oder über weitere Distanzen durch Wasservögel (vgl. Green, 2016) erfolgen. Ein sehr bedeutender Ausbreitungspfad ist der Transfer von Pflanzen(teilen) in andere Wasserkörper infolge kontaminierter Ausrüstung (z. B. Wassersport-Equipment) bzw. ist auch eine Ausbreitung über kontaminiertes Substrat möglich (vgl. Hussner, 2017a; 2017b). Außer in thermisch anomalen Gewässern sind die nicht winterharten Pflanzen jedoch jedes Jahr auf eine erneute Ausbringung angewiesen (Hussner & Heiligtag, 2013; Sajna et al., 2007).

5.4.3 Negative Auswirkungen in Österreich

Wenngleich sich die Art aus aktueller Sicht in Österreich in der Regel nicht über das ganze Jahr hinweg wird etablieren können, sind negative Auswirkungen innerhalb der Vegetationsperiode trotzdem zu erwarten, insbesondere Auswirkungen auf Ökosystemleistungen und Biodiversität (vgl. EPPO, 2017).

5.4.3.1 Biodiversität

verdrängt heimische Makrohydrophyten

Durch Ausbildung dichter Bestände könnten heimische Makrohydrophyten zurückgedrängt werden (vgl. Hussner & Heiligtag, 2013 bzw. Sajna et al., 2007), insbesondere die submerse Vegetation ist davon betroffen (Hussner, 2014).

ökosystemare Auswirkungen

Im Hinblick auf ökosystemare Auswirkungen können dichte Bestände zu einer Verringerung der Fließgeschwindigkeit von Fließgewässern, zur Erhöhung von Sedimentationsraten, zur starken Verminderung des Lichteinfalls und zur Reduktion des Sauerstoffgehalts führen (Neuenschwander et al., 2009).

5.4.3.2 Gesundheit

Massenbestände können das Aufkommen von Stechmücken fördern, da deren Larven nicht von den Fischen erreicht und getilgt werden (Neuenschwander, et al., 2009).

5.4.3.3 Wirtschaft

Massenbestände könnten negative Auswirkungen auf die Nutzung von Gewässern nach sich ziehen und dadurch allenfalls Schifffahrt, Tourismus und Wasserwirtschaft beeinflussen (vgl. Nehring et al., 2013).

5.4.4 Ziele der Maßnahmen

Nachdem die Art in Österreich bislang nur lokal und unbeständig vorkommen dürfte, ist die rasche und vollständige Beseitigung der Bestände anzustreben. Dies scheint durch eine Kombination aus mehreren Maßnahmen realisierbar. Nach der Durchführung von Beseitigungsmaßnahmen sollten die Standorte

mehrere Jahre zum Zweck der Erfolgskontrolle überwacht werden. Die Umsetzung der Maßnahmen wird allerdings durch ungenügende Kenntnis der Vorkommen erschwert. Demnach sollte die aktuelle Situation der österreichischen Vorkommen untersucht werden. Das Unterbinden weiterer Ausbringung durch Ansalbung bzw. durch Verschleppung kann durch gezielte Öffentlichkeitsarbeit realisiert werden (vgl. Schmiedel et al., 2015). Insbesondere in Schutzgebieten und anderen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen ist eine vollständige Beseitigung vordringlich.

5.4.5 Allgemeine Bestimmungen

Die Entsorgung des anfallenden Pflanzenmaterials ist gemäß den geltenden Bestimmungen durchzuführen. Die Nutzung des Pflanzenmaterials in behördlich genehmigten Kompostieranlagen, die Verbrennung zur Energiegewinnung oder die Entsorgung in Vergärungsanlagen (als Flüssig- oder Feststoffvergärung bei 70° C bzw. 55° C) ist unter Berücksichtigung von Auflagen (z. B. Sterilisieren des Komposts vor Ausbringung, Verhinderung der Ausbreitung beim Transport) zu bevorzugen. Von einer nicht behördlich genehmigten Kompostierung sämtlicher Pflanzenteile (z. B. im Hausgarten) ist abzuraten, da bei unzureichender Kompostierung Pflanzenteile überleben und anschließend wieder ausgebracht werden können. Die gründliche Reinigung von Einsatzgeräten, Maschinen und Kleidung nach Durchführung der Maßnahmen ist zwingend erforderlich. Im Falle des Transports von biogenem Material sind ausschließlich geschlossene Systeme zu verwenden, um einer weiteren Ausbreitung vorzubeugen. Das Verbrennen von Neophyten außerhalb von Verbrennungsanlagen ist gemäß Bundesluftreinhaltegesetz verboten. Die Erteilung von Ausnahmen (z. B. durch Verordnung der Landeshauptleute oder Bescheid der Bezirksverwaltungsbehörden, unter Beachtung von Sicherheitsauflagen und weiteren Bestimmungen) ist möglich und sollte gegebenenfalls vereinfacht werden.

5.4.6 Maßnahmen

5.4.6.1 Prävention

Öffentlichkeitsarbeit

Durch die diversen Möglichkeiten der Öffentlichkeitsarbeit (z. B. Exkursionen, Informationsbroschüren, Kampagnen) sollen die Kenntnis der relevanten Akteure (Aquarienhandel, Gartenbau, private Aquarien- bzw. Gartenbesitzer:innen, Fischer:innen) hinsichtlich Bewusstseinsbildung im Hinblick auf mögliche negative Auswirkungen der Art gesteigert und Leitlinien für eine erfolgreiche Beseitigung bzw. Entsorgung vermittelt werden.

Physische Barrieren

Die Ausbreitung von Schwimmpflanzen über die fließende Welle kann durch den Einsatz schwimmender Barrieren begrenzt werden, welche die Abdrift eindämmen, die Strömung aber nicht behindern. Zur Eindämmung der Abdrift von Diasporen wurden in Bewässerungskanälen Siebe aus gewebtem Kunststoff mit einer Maschenweite < 1 mm eingesetzt (Lancar & Krake, 2002).

Maßnahmen zur Minimierung der Kontamination von Ausrüstung und Geräten

Der Transfer von Pflanzenfragmenten und Diasporen mit Ausrüstung und Geräten kann durch folgende Maßnahmen minimiert werden (vgl. Hussner, 2017a):

- Einrichtung unkrautfreier Auslaufbereiche für Boote,
- manuelle Entfernung aller sichtbaren Pflanzenfragmente und Diasporen von der Ausrüstung (insbesondere von Booten und Anhängern),
- Austrocknen der am Boot haftenden Pflanzenteile durch ausreichend lange Lagerung des Bootes an Land,
- Abtöten der Pflanzen durch Behandlung von Booten in erhitzten Wassersystemen.

gegen Hitze und Trockenheit resistente Samen

Obwohl das Abtöten von Wassersalat-Pflanzen durch Trocken und Erhitzen möglich ist, sind die Samen weitaus resistenter, sodass diese Maßnahmen wahrscheinlich keine Auswirkungen auf die Lebensfähigkeit der Samen haben werden.

5.4.6.2 Früherkennung und Überwachung

Früherkennung durch Fernerkundung

Die Früherkennung von Schwimmpflanzen kann durch verschiedene Fernerkundungsmethoden erreicht werden. Brundu et al. (2012) nutzten Orthofotos und Satellitenbilder, sowohl um aktuelle Vorkommen frühzeitig zu entdecken, als auch um historische Vorkommen in Südeuropa zu identifizieren. Hyperspektrale Fernerkundung wurde erfolgreich eingesetzt, um sowohl emerse als auch submerse Wasserpflanzen zu identifizieren (Hestir et al., 2008). Für *P. stratiotes* wurde eine Genauigkeit von > 80 % verzeichnet (Everitt et al., 2003).

Citizen Science

Da die Art leicht zu erkennen ist, besteht eine hohe Eignung für die Aufnahme in Citizen Science-Programme. Es gibt erprobte Apps, die es der interessierten Öffentlichkeit ermöglichen, Fundorte zu verorten und zu melden. Diese Informationen können genutzt werden, um Bekämpfungsmaßnahmen frühzeitig einzuleiten (vgl. Hussner, 2017a). Citizen Science-Programme benötigen allerdings eine koordinierende wissenschaftliche oder staatliche Schnittstelle (Roy et al., 2012).

Monitoring

Ein systematisches Monitoring von Vorkommen, insbesondere in der Nähe von gefährdeten Biotopen, wird empfohlen, um eine Früherkennung von Gefährdungen zu gewährleisten (Hulme, 2006; Hubo et al., 2007) und um im Bedarfsfall frühzeitig Maßnahmen einleiten zu können. Eine Ausweitung des systematischen Monitorings auf umliegende Gebiete, insbesondere flussabwärts von bekannten Vorkommen, ist empfehlenswert, um Ausbreitungstendenzen frühzeitig zu erkennen.

Erfolgskontrolle

Nach Durchführung von Beseitigungs- und Kontrollmaßnahmen wird eine systematische Überwachung empfohlen, um den Erfolg der gesetzten Maßnahmen zu überprüfen (vgl. Schmiedel et al., 2015). De Winton et al. (2013) empfehlen eine Überwachung für 3–5 Jahre nach der Entfernung der letzten Fragmente, bevor die Ausrottung der Art bestätigt werden kann.

5.4.6.3 Manuelle und mechanische Bekämpfung

Die Maßnahme beschreibt die manuelle (händisch bzw. mit Harken oder Netzen) bzw. mechanische Beseitigung der Pflanzen von der Gewässeroberfläche mittels Harvester (vgl. Neuenschwander et al., 2009; CAIP, 2014, zit. n. Schmiedel et al., 2015). Die ausschließlich manuelle Entfernung ist nur für kleine Bestände bzw. bei nicht gegebener Erreichbarkeit mit Harvester geeignet; bei größeren Beständen ist eine mechanische Bekämpfung erforderlich. Die Harvester lagern die Biomasse in einer Förderanlage, die regelmäßig am Ufer geleert wird, worauf die Biomasse auf einen Lkw umgeladen und in weiterer Folge auf geeignete Weise entsorgt werden muss (Laranjeira & Nadais, 2008). Eine vollständige Beseitigung ist nur in Kombination mit manueller Entfernung bzw. chemischer Bekämpfung möglich (EPPO, 2017). Mechanische Maßnahmen sollten vor der Blüte und Fruchtbildung erfolgen, um eine Ausbreitung durch Wasservögel und Abdrift einzudämmen (Hussner, 2017a).

Das Belassen an Ort und Stelle nach der mechanischen Ernte mit Schneidemaschinen, bei der die Pflanzen in kleinste Stücke gemahlen werden (vgl. CAIP, 2014, zit. n. Schmiedel et al., 2015), ist aufgrund möglicher negativer Folgen für das aquatische Ökosystem nicht empfehlenswert (vgl. Schmiedel et al., 2015).

5.4.6.4 Chemische Bekämpfung

Verschiedene Herbizide werden zum Zurückdrängen von *Pistia stratiotes*-Beständen eingesetzt, darunter Diquat, Glyphosat, Endothall, Bispyribac-Natrium, Flumioxazin and Imazamox (Neuenschwander et al., 2009; CABI, 2023; EPPO, 2017). Dadurch konnte eine Reduktion der Biomasse von > 99 % erzielt werden (Martins et al., 2002; Emerine, 2010; Mudge & Haller, 2012; Glomski & Mudge, 2013). Die Maßnahme hat aber negative Auswirkungen auf andere Organismen (Relyea & Jones, 2009).

Der Einsatz von Herbiziden ist problematisch, da eine Verdriftung der Substanzen heimische Arten und Lebensräume beeinträchtigen kann und darüber hinaus auch negative Auswirkungen auf die Humangesundheit haben kann. Entsprechende gesetzliche Vorgaben und Anwendungshinweise sind jedenfalls strikt einzuhalten. Vom Herbizid-Einsatz auf nicht-landwirtschaftlich genutzten Flächen, insbesondere in Schutzgebieten wird dringend abgeraten!

5.4.6.5 Biologische Bekämpfung

Von insgesamt 11 Rüsselkäfer-Arten der Gattungen *Neohydronomus*, *Pistiacola* und *Argentinorhynchus* wird angenommen, dass sie monophag von *P. stratiotes* leben (EPPO, 2017). Die biologische Bekämpfung mit dem Käfer *Neohydronomus affinis* und der Motte *Spodoptera pectinicornis* ist in Afrika, Australien und den USA erfolgreich getestet worden (Neuenschwander et al., 2009; Hussner, 2010, zit. n. Schmiedel 2015). Die Übertragbarkeit für Vorkommen in Mitteleuropa ist bislang aber ungeprüft. Eine Aussetzung von gebietsfremden Arten zur Beseitigung von Neophyten ist jedoch grundsätzlich als kritisch zu bewerten (Schmiedel et al., 2015). Vor der Freisetzung einer gebietsfremden Art als biologisches Schädlingsbekämpfungsmittel ist eine entsprechende Risikobewertung vorzunehmen (Hussner, 2017a).

5.4.7 Kosten-Wirksamkeits-Analyse

derzeit keine Informationen

Für Österreich bzw. Europa liegt keine Abschätzung der vom Wassersalat verursachten gesamtwirtschaftlichen Kosten vor. In Florida beliefen sich die Gesamtkosten für die Bekämpfung von *Pistia stratiotes* und *Eichhornia crassipes* in den letzten 40 Jahren auf 4–5 Millionen US-Dollar pro Jahr. Die jährlichen Gesamtkosten für Kontrollmaßnahmen von *Pistia stratiotes* auf mindestens 4.000 ha öffentlichen Wasserstraßen betragen über 2 Millionen US-Dollar. Andere Bundesstaaten im Osten der USA geben insgesamt mehr als 100.000 US-Dollar pro Jahr für Bekämpfungsmaßnahmen aus (Center, 1994). Die folgende Tabelle gibt einen vereinfachten Überblick über die Kosten-Wirksamkeit der oben erwähnten Maßnahmen.

Tabelle 13: Aufstellung der Kosten und der Wirksamkeit von Maßnahmemöglichkeiten.

Maßnahme	Kosten	Wirksamkeit	Anmerkung	Priorisierung
Früherkennung und Monitoring	Gering	Hoch	Fernerkundung und Citizen-Science-Programme ermöglichen die Überwachung großer Gebiete bei vergleichsweise geringen Kosten. Es liegen aber keine spezifischen Angaben zu den Kosten bezüglich Fernerkundung vor (Hussner, 2017a). Citizen-Science-Programme erfordern eine Koordinationsstelle und die jährlichen Kosten (für alle relevanten Arten) werden auf 40.000–85.000 € pro Jahr geschätzt (Roy et al., 2012).	1

Maßnahme	Kosten	Wirksamkeit	Anmerkung	Priorisierung
Mechanische Bekämpfung	Hoch	Hoch	Der Zeit-, Arbeits- und Kostenaufwand für die Ausrottung eines *P. stratiotes*-Bestandes hängt von der Bestandsgröße, der Schiffbarkeit des Gewässers, der Zeit für den Abtransport und der Größe des Harvesters ab (Gettys et al., 2014). Die monatlichen Kosten für die mechanische Bekämpfung von *Eichhornia crassipes*-Beständen in einer 529 ha großen Süßwasserlagune in Portugal betrugen etwa 5.000–8.000 €, zusätzlich zu den Kosten für die Anschaffung der Erntemaschine und des dazugehörigen Materials (Laranjeira & Nadais, 2008). Da mit mechanischen Methoden keine vollständige Entfernung möglich ist, sind Folgemaßnahmen (z. B. manuelle Bekämpfung) erforderlich. Liegt eine persistente Samenbank im Sediment vor, muss die Nachbehandlung mehrere Jahre dauern, bis kein Nachwachsen aus Samen mehr erfolgt (vgl. Hussner, 2017a). Die manuelle Bekämpfung ist mit relativ hohen Kosten pro Fläche verbunden, die Kosteneffektivität ist jedoch hoch, wenn die Ausrottung von *P. stratiotes* erreicht wird. De Winton et al. (2013) schätzen die Kosten für die manuelle Bekämpfung für zwei Durchgänge auf etwa 20.000 NZD pro Hektar (ca. 12.000 €).	1
Öffentlichkeitsarbeit	Gering	Hoch	Die Kosten für die Etablierung von Sensibilisierungskampagnen sind im Vergleich zu Managementkosten gering (Hussner, 2017a)	2
Maßnahmen zur Minimierung der Kontamination von Ausrüstung und Geräten	Mittel	Mittel	Die Kosten für die Durchführung der UK Check Clean Dry-Kampagne belaufen sich derzeit auf etwa 50.000 £/Jahr (Booy, in Hussner, 2017a). Die Installation von Netzkäfigen in Seen zur Schaffung unkrautfreier Bereiche erfordert Tauchaktivitäten. Die Installation schwimmender Barrieren und von Sichtschutzwänden erfordert erfahrene Fachkräfte. Auch benötigt die Installation von Netzkäfigen und schwimmenden Barrieren eine laufende Wartung; gesammelte Pflanzen und Samen müssen entfernt und auf geeignete Weise entsorgt werden (Hussner, 2017a).	3
Physische Barrieren	Gering	?	Möglicherweise effizient, aber keine ausreichenden Daten vorhanden (Lancar & Krake, 2002). Die Installation erfordert erfahrenes Personal und anhaltende Wartungsarbeiten. Aufgrund der kleinräumigen Verbreitung von *P. stratiotes* in Europa werden die Kosten für diese Maßnahme als gering erachtet (vgl. Hussner et al. 2017a).	3

Maßnahme	Kosten	Wirksamkeit	Anmerkung	Priorisierung
Chemische Bekämpfung	Gering	Hoch	Allgemein gelten die Kosten der chemischen Bekämpfung im Vergleich zu anderen Bekämpfungsmethoden als niedrig (Gettys et al., 2014). Sie hängen von der verwendeten Chemikalie und der Größe des *P. stratiotes*-Bestandes ab. Beim Einsatz von Herbiziden müssen Gesundheits- und Sicherheitshinweise beachtet werden. Die Anwendung von Herbiziden erfordert geschultes Personal (Hussner, 2017a).	–
Biologische Bekämpfung	Gering	?	Die Effektivität ist abhängig von Lebensräumen und klimatischen Voraussetzungen (Coetzee et al., 2011). Grundsätzlich wird die Kosteneffizienz der Methode als hoch erachtet (vgl. Hussner, 2017a), aber die Übertragbarkeit für Vorkommen in Mitteleuropa ist bislang ungeprüft.	–

5.4.8 Priorisierung der Maßnahmen

- Die Kombination aus Früherkennung (z. B. durch Fernerkundung bzw. Citizen Science-Maßnahmen) und frühzeitiger, gezielter manueller und mechanischer Bekämpfung nach Prüfung der lokalen Gegebenheiten inklusive fachgerechter Entsorgung wird als die wirkvollste Maßnahme erachtet (vgl. Hussner, 2017a).
- Gezielte Öffentlichkeitsarbeit zur Verhinderung der weiteren Ausbringung und Informationsbereitstellung zur fachgerechten Entsorgung;
- Maßnahmen zur Minimierung der Kontamination von Ausrüstung und Geräten vor wiederholtem Einsatz in anderen Gewässern;
- Monitoring: Präventive Überwachung bekannter Vorkommen und angrenzender gefährdeter bzw. naturschutzfachlich wertvoller Lebensräume bzw. von Ausbreitungstendenzen in Schutzgebieten und allenfalls Einleitung von Sofortmaßnahmen;
- physische Barrieren;
- Erfolgskontrolle: Systematische Überwachung nach Durchführung von gesetzten Beseitigungs- bzw. Kontrollmaßnahmen.

5.4.9 Literatur

BMLRT – BUNDESMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, REGIONEN UND TOURISMUS, Hg. Aquatische Neobiota in Österreich. Stand 2013. Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion VII Wasser, 2013.

BRUNDU, G., A. STINCA, L. ANGIUS, G. BONANOMI, L. CELESTI-GRAPOW, G. D'AURIA, R. GRIFFO, A. MIGLIOZZI, R. MOTTI und P. SPIGNO. *Pistia stratiotes* L. and *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.: emerging invasive alien hydrophytes in Campania and Sardinia (Italy). *EPPO Bulletin*, 2012, 42, 568-579.

CABI – CENTRE FOR AGRICULTURE AND BIOSCIENCE INTERNATIONAL. *Pistia* stratiotes*. Invasive Species compendium* [online]. 2023 [Zugriff am 11.05.2023]. Verfügbar unter: https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.41496

CENTER, T. D. Biological control of weeds: waterhyacinth and waterlettuce. In Pest Management in the Tropics: Biological Control – A Florida Perspective (Eds. Rosen, D., Bennett, F. D. & Capinera, J. L.). Intercept Limited, Andover (UK), 1994, 481–521.

COETZEE, J. A., M. P. HILL, M. J. BYRNE und A. BOWNES. A review of the biological control programmes on *Eichhornia crassipes* (C. Mart.) Solms (Pontederiaceae), *Salvinia molesta* D.S. Mitch (Salviniaceae), *Pistia stratiotes* L. (Araceae), *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. (Haloragaceae) and *Azolla filiculoides* Lam. (Azollaceae) in South Africa. *African Entomology,* 2011, 19, 451-468.

DE WINTON, M., H. JONES, T. EDWARDS, D. ÖZKUNDAKCI, R. WELLS, C. MCBRIDE, D. ROWE, D. HAMILTON, J. CLAYTON, P. CHAMPION und D. HOFSTRA. Review of Best Management Practices for Aquatic Vegetation Control in Stormwater Ponds, Wetlands, and Lakes. Auckland Council technical report, TR2013/026, Auckland, 2013, 162.

EMERINE, S. E. Greenhouse response of six aquatic invasive weeds to imazamox. *Journal of Aquatic Plant Management*, 2010, 48, 105–111.

EPPO – EUROPEAND AND MEDITERRANEAN PLANT PROTECTION ORGANIZATION. P*istia stratiotes* L. *Bulletin OEPP/EPPO Bulletin*, 2017, 47(3), 537–543.

EVANS, J. M. *P. stratiotes* L. in the Florida Peninsula: Biogeographic Evidence and Conservation Implications of Native Tenure for an 'Invasive' Aquatic Plant. Conservation and Society, 2013, 11(3), 233-246.

EVERITT, J. H., C. YANG und D. FLORES. Light reflectance characteristics and remote sensing of water lettuce. *Journal of Aquatic Plant Management*, 2003, 41, 39-44.

GETTYS, L., W. HALLER und D. PETTY. Biology and Control of Aquatic Plants. A Best Management Practices Handbook: Third Edition. Aquatic Ecosystem Restoration Foundation, USA, 2014, 252.

GILLETT, J. D., C. R. DUNLOP und I. L. MILLER. Occurrence, origin, weed status and control of water lettuce (P. stratiotes L.) in the Northern Territory. *Plant Protection Quarterly*, 1988, 3(4), 144-148.

GLOMSKI, L. M. & C. R. MUDGE. Effect of subsurface and foliar applications of bispyribac-sodium on water hyacinth, water lettuce, and giant Salvinia. *Journal of Aquatic Plant management,* 2013, 51, 62–65.

GREEN, A. J. The importance of waterbirds as an overlooked pathway of invasion for alien species. *Diversity and Distributions*. 2016, 22, 239-247.

HESTIR, E. L., S. KHANNA, M. E. ANDREW, M. J. SANTOS, J. H. VIERS, J. A. GREENBERG, S. S. RAJAPAKSE und S. L. USTIN. Identification of invasive vegetation using hyperspectral remote sensing in the California Delta ecosystem. *Remote Sensing of Environment*, 2008, 112, 4034–4047.

HUBO, C., E. JUMPERTZ, M. KROTT, L. NOCKEMANN, A. STEINMANN und I. BRÄUER. Grundlage für die Entwicklung einer nationalen Strategie gegen invasive gebietsfremde Arten. BfN-Skripten, 2007, 213.

HULME, P.E. Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology*, 2006, 43(5), 835-847.

HUSSNER, A. Long-term macrophyte mapping documents a continuously shift from native to non-native aquatic plant dominance in the thermally abnormal River Erft (North Rhine-Westphalia, Germany). *Limnologica*, 2014, 48, 39–45.

HUSSNER, A. Information on measures and related costs in relation to species considered for inclusion on the Union list: *Pistia stratiotes*. Technical note prepared by IUCN for the European Commission. 2017a.

HUSSNER, A. (2017b): Pest Risk assessment for Pistia stratiotes. Paris: EPPO, 2017b.

HUSSNER, A. und S. HEILIGTAG. *Pistia stratiotes* L. (Araceae), die Muschelblume, im Gebiet der unteren Erft (Nordrhein- Westfalen): Ausbreitungstendenz und Problempotenzial. *Veröff. Bochumer Bot. Ver*., 2013, 5, 1-6.

LANCAR, L. und K. KRAKE. *Aquatic weeds and their management. International commission on irrigation and drainage* [online]. 2002. [Zugriff 2023]. Verfügbar unter: http://www.icid.org/weed_report.pdf

LARANJEIRA, C. M. und G. NADAIS. *Eichhornia crassipes* control in the largest Portuguese natural freshwater lagoon. *EPPO Bulletin,* 2008, 38, 487-495.

MARTINS, D., E. D.VELINI, E. NEGRISOLI und G. R. TOFOLI. Chemical control of *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* and *Salvinia molesta* in reservoirs. *Planta Daninha,* 2002, 20, 83–88.

MENNEMA J. Wordt de Watersla (P. stratiotes L.) een nieuwe waterpest in Nederland? *Natura*, 1977, 74, 187–190.

MUDGE, C. R. und W. T. HALLER. Response of target and nontarget floating and emergent aquatic plants to flumioxazin. *Journal of Aquatic Plant Management*, 2012, 50, 111–116.

NEHRING, S., I. KOWARIK, W. RABITSCH & F. ESSL, Hg. Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wildlebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz, BfN-Skripten 352,2013.

R. MUNIAPPAN, G.V.P. REDDY und A. RAMAN. Biological Control of Tropical Weeds using Arthropods. *Pistia stratiotes* L. (Araceae). *Cambridge Univ. Press*, 2009, 332-352.

OTTO, E. Bemerkungen über schön oder nur selten blühende Pflanzen welche im botanischen Garten zu Hamburg Mitte August 1851 in Blüte standen. *Garten- und Blumenzeitung,* 1851, 7, 412-415.

RELYEA, R. A. & D. K. JONES. The toxicity of Roundup Original Max® to 13 species of larval amphibians. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2009, 28 (9), 2004-2008.

ROY, H. E., M. J .O. POCOCK, C. D. PRESTON, D. B. ROY, J. SAVAGE, J. C. TWEDDLE und L .D. ROBINSON. Understanding Citizen Science & Environmental Monitoring. Final Report on behalf of UK-EOF. NERC Centre for Ecology & Hydrology and Natural History Museum, 2012.

SAJNA, N., M. HALER, S. SKORNIK& M. KALIGARIC. Survival and expansion of Pistia stratiotes L. in a thermal stream in Slovenia. *Aquatic Botany,* 2007, 87, 75-79.

SCHMIEDEL, D., E.-G. WILHELM, S. NEHRING, C. SCHEIBNER, M. ROTH & S. WINTER. Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 1: Pilze, Niedere Pflanzen und Gefäßpflanzen*. Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 2015,141(1), 709.

6 KOSTEN-NUTZEN VON SOFORT-MAßNAHMEN

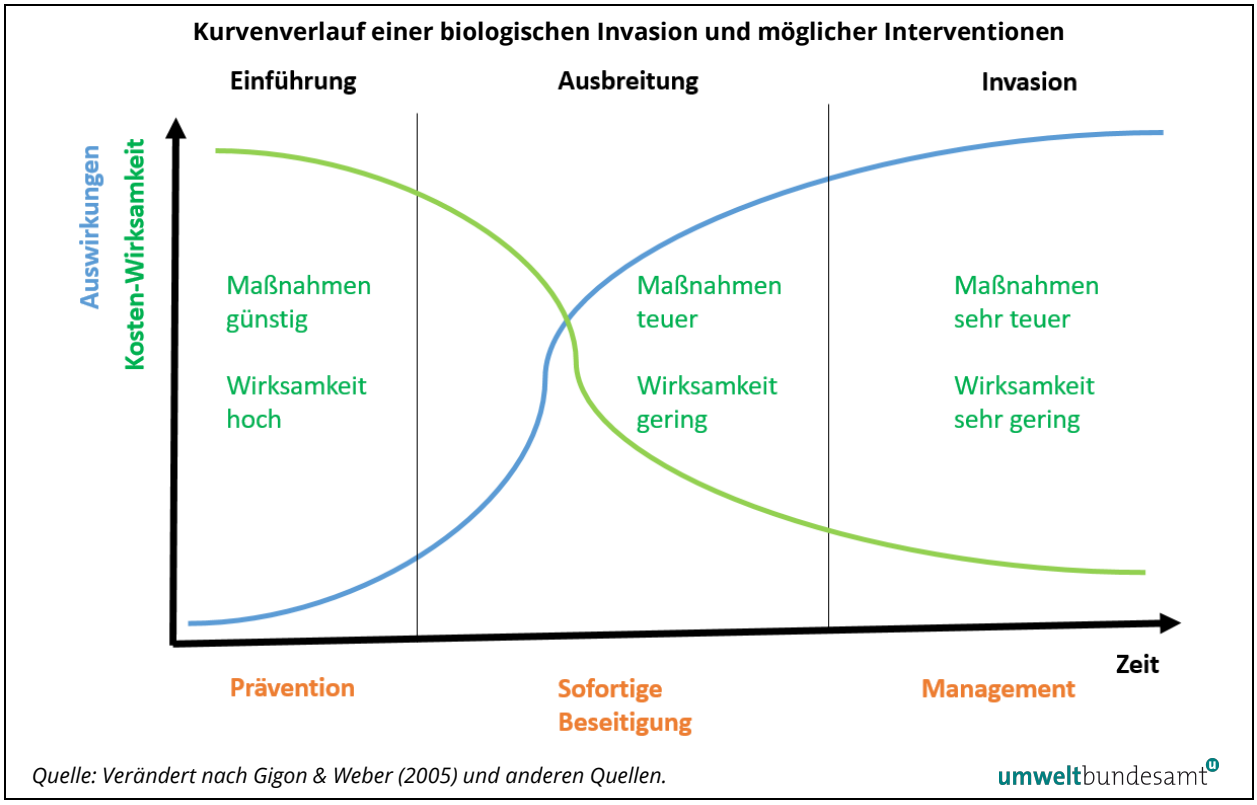
Prävention ist am kostengünstigsten

„Prävention ist besser als Kur" und „Vorbeugen ist besser als heilen" sind bekannte Zitate aus dem Gesundheitsbereich, die sich auf viele andere Bereiche übertragen lassen. Dies gilt auch für die Bekämpfung und das Management von gebietsfremden Tier- und Pflanzenarten. Mehrere Studien belegen, dass die ökonomischen Kosten von Präventivmaßnahmen wesentlich günstiger ausfallen als allfällige spätere Gegenmaßnahmen (Epanchin-Niell & Liebhold, 2015; Faulkner et al., 2020; Diagne et al., 2021; Haubrock et al., 2021; Ahmed et al., 2022; Cuthbert et al., 2022). Im Fall biologischer Invasionen kommt häufig hinzu, dass Gegenmaßnahmen gegen weit verbreitete Arten nicht nur teuer, sondern faktisch undurchführbar sein können, z. B. weil die Standorte nicht erreichbar sind oder negative Nebeneffekte auf die Umwelt haben. In einigen Fällen sind auch keine entsprechenden Methoden verfügbar.

Die aktuell beste Quelle für die Kosten biologischer Invasionen ist die frei und öffentlich zugängliche Datenbank InvaCost (https://invacost.fr/en/accueil/), die laufend erweitert und aktualisiert wird. Die dort verfügbaren Daten für Österreich (25 Dateneinträge, Kosten in Höhe von 300 Millionen € für den Zeitraum 1960–2020) sind jedoch fragmentarisch und beziehen sich ausschließlich auf die Sektoren Gesundheit und Landwirtschaft (Haubrock et al., 2021).

Abbildung 5 zeigt den charakteristischen Kurvenverlauf einer biologischen Invasion und mögliche Interventionen. In der Regel etablieren sich gebietsfremde Arten zunächst lokal und in geringen Beständen, bevor sie sich nach einem mehr oder weniger langen Zeitraum ausbreiten – manchmal exponentiell – und häufig werden. Entlang dieses Verlaufs nehmen die ökologischen und ökonomischen Schäden zu und bieten verschiedene Ansatzpunkte für die Bekämpfung und das Management der Arten.

Abbildung 5: Gegensätzlicher Verlauf der negativen Auswirkungen durch biologische Invasionen und möglicher Handlungsoptionen.



Quelle: Verändert nach Gigon & Weber (2005) und anderen Quellen.

umweltbundesamt

Prävention (siehe auch Verordnung (EU) 1143/2014, Artikel 7 bis 13):
Neben den Beschränkungen von Handel, Haltung und Transport (Ausnahmen sind für Forschung und ex-situ Haltung möglich), haben die Maßnahmen an den Pfaden der unabsichtlichen Einbringung und Ausbreitung der Arten (Pfad-Aktionspläne) präventiven Charakter. Dies gilt auch für die Bestimmung von regionalen und nationalen Listen.

Früherkennung und sofortige Beseitigung (siehe auch Verordnung (EU) 1143/2014, Artikel 14 bis 18):
Mittels der risikobezogenen amtlichen Kontrollen an den Grenzeinrichtungen und der Etablierung eines dezentralen Überwachungssystems soll eine frühe Erkennung von bisher nicht im Gebiet vorhandenen Arten gewährleistet werden. Situations- und kontext-bezogene Sofortmaßnahmen sollen dafür sorgen, dass sich diese Arten nicht im Gebiet etablieren und ausbreiten können.

Management von bereits weit verbreiteten invasiven gebietsfremden Arten (siehe auch Verordnung (EU) 1143/2014, Artikel 19 bis 20):
Für im Gebiet weit verbreitete Arten sind angemessene Maßnahmen (z. B. Eindämmung, Ausrottung) sowie Wiederherstellungsmaßnahmen der geschädigten Lebensräume umzusetzen. Dabei sind Kosten-Nutzen und mögliche Nebenwirkungen zu berücksichtigen.

Im Folgenden sind für vier Arten Vorschläge für Sofortmaßnahmen ausgearbeitet, die bisher in Österreich nur vereinzelt festgestellt wurden.

6.1 Sofort-Maßnahmen

6.1.1 Argus-Schlangenkopffisch (*Channa argus*)

Tabelle 14: Vorkommen des Argus-Schlangenkopffischs in Österreich.

V	T	S	K	St	O	N	W	B
–	–	–	–	–	–	–	–	–

E = etabliert, C = unbeständig, U = unbekannt, EX = erloschen, AG = ausgerottet

ursprüngliches Vorkommen und Einwanderungspfade

Der Argus-Schlangenkopffisch stammt ursprünglich aus dem östlichen Asien (China, Russland, Korea) und wurde absichtlich zur Haltung in Aquarien und Gartenteichen, als Speisefisch und für Sportangler:innen eingeführt. In Europa erfolgten 1956 und 1960 Freisetzungen in der Tschechischen Republik, die Art konnte sich aber nicht etablieren. Aktuell sind keine dauerhaften (reproduzierenden) Vorkommen in der EU und in Österreich bekannt, die Art wird aber unregelmäßig in der freien Natur festgestellt (M. Eckert, mündl. Mitt.), da sie wahrscheinlich aus Aquarien freigesetzt wird.

Vorkommen in Österreich

hoher Konkurrenz- und Fraßdruck

Die robuste und widerstandsfähige Art bewohnt seichte, sumpfige, stehende bis langsam fließende Gewässer mit Wasservegetation. Der Argus-Schlangenkopffisch lebt räuberisch und kann hohen Konkurrenz- und Fraßdruck auf heimische Fische, Krebstiere und Wasserinsekten ausüben. Insbesondere bei Dominanzbeständen oder in kleinen Gewässern sind negative Auswirkungen für die Biodiversität, die Angelfischerei und den kommerziellen Fischfang möglich.

Früherkennung ist schwierig

Aufgrund der versteckten Lebensweise ist die Früherkennung schwierig. Umwelt-DNA (e-DNA)-Analysen könnten routinemäßig zur Überwachung von Gewässern eingesetzt werden, sind aber bei kleinen Populationen möglicherweise (noch) nicht in der Lage, Vorkommen zu detektieren. Citizen Science-Anwendungen und eine Überwachung von Social Media-Plattformen könnte helfen, Beobachtungen der Art zu dokumentieren.

empfohlene Maßnahmen

Bei Auftreten der Art in Österreich werden folgende Maßnahmen empfohlen:
Sofortige Beseitigung: Festgestellte Exemplare sind zu entnehmen, tiergerecht zu töten und zu verwerten bzw. zu entsorgen.

Die Entnahme unterliegt den jeweils geltenden Bestimmungen der Landesfischereigesetze, soweit sich deren Geltungsbereich auch auf nicht heimische und nicht eingebürgerte Fischarten bezieht. Trifft dies zu, ist die Entnahme nur durch Fischereiberechtigte bzw. Fischereiausübungsberechtigte gestattet. Die Entnahme kann durch Elektrobefischung, Netzfang, Reusen und Angeln erfolgen. Die Tötung der Tiere ist waidgerecht durchzuführen. Die Verwertung als Futtertier oder Speisefisch ist zulässig. Eine allfällige Entsorgung hat in einer Tierkörperverwertungseinrichtung zu erfolgen.

Darüber hinaus werden folgende weitere Maßnahmen empfohlen:

- Beobachtung/Monitoring an dem Standort des Nachweises zur Feststellung, ob weitere Exemplare in dem Gewässer vorkommen (z. B. auch durch e-DNA).
- Bewusstseinsbildung und Informationsbereitstellung über die Art bei den betreffenden Akteuren, z. B. Berufsfischerei, Bundesamt für Wasserwirtschaft, Fischereisachverständige, Fischereischutzdienst, Fischereivereine und überregionale Vereine (KLFV, ÖFG, ÖKF, ÖS-FV, VÖAFV), Fischereiberechtigte bzw. Fischereiausübungsberechtigte, Landesfischereiverbände und Landesorganisationen, Landwirtschaftskammern, Ländliche Fortbildungsinstitute (LFIs), Österreichischer Fischereiverband, Pächter:innen und Bewirtschafter:innen von Fischwasser.

6.1.2 Kobold-Kärpfling (*Gambusia affinis*) und Östlicher Moskitofisch (*Gambusia holbrooki*)

Tabelle 15: Vorkommen des Kobold-Kärpflings und des Östlichen Moskitofischs in Österreich.

V	T	S	K	St	O	N	W	B
–	–	–	–	–	–	–	–	EX

E = etabliert, C = unbeständig, U = unbekannt, EX = erloschen, AG = ausgerottet

ursprüngliches Vorkommen und Einwanderungspfade

Der Kobold-Kärpfling und der Östliche Moskitofisch stammen ursprünglich aus Nordamerika und wurden absichtlich zur biologischen Bekämpfung von Stechmückenlarven und als Lebendfutter für Aquarienfische sowie unabsichtlich beim Import anderer Fische nach Europa eingeführt. Aktuell ist der Kobold-Kärpfling in Italien und der Östliche Moskitofisch in Frankreich, Griechenland, Italien, Kroatien, Portugal, Rumänien, Slowenien, Spanien, Ungarn und Zypern in der freien Natur etabliert.

Vorkommen in Österreich

Aus Österreich ist ein historischer Nachweis des Kobold-Kärpflings aus dem Burgenland an der Pinka dokumentiert bzw. liegen weitere unveröffentlichte Einzelfunde vor; aktuelle, dauerhafte Vorkommen sind aber nicht bekannt. Beide Arten wurden früher nicht immer unterschieden bzw. auch verwechselt.

hoher Konkurrenz- und Fraßdruck

Durch die hohe Reproduktionsrate und ihr aggressives Verhalten üben sie großen Konkurrenz- und Fraßdruck auf andere Arten aus. Bei hoher Dichte in kleinen Gewässern können die Arten die Bestände heimischer Arten (Fische, Amphibien, Insekten) reduzieren.

Früherkennung ist schwierig

Umwelt-DNA (e-DNA) Analysen könnten routinemäßig zur Früherkennung eingesetzt werden, sind aber bei kleinen Populationen möglicherweise (noch) nicht in der Lage, Vorkommen zu detektieren. Citizen Science-Anwendungen und eine Überwachung von Social Media-Plattformen könnte helfen, Beobachtungen der Art zu dokumentieren.

empfohlene Maßnahmen

Bei Auftreten der Art in Österreich werden folgende Maßnahmen empfohlen: **Sofortige Beseitigung**: Festgestellte Exemplare sind zu entnehmen, tiergerecht zu töten und zu verwerten bzw. zu entsorgen.

Die Entnahme unterliegt den jeweils geltenden Bestimmungen der Landesfischereigesetze, soweit sich deren Geltungsbereich auch auf nicht heimische und nicht eingebürgerte Fischarten bezieht. Trifft dies zu, ist die Entnahme nur durch Fischereiberechtigte bzw. Fischereiausübungsberechtigte gestattet. Die Entnahme kann durch Elektrobefischung, Netzfang, Reusen und evtl. Angeln erfolgen. Die Tötung der Tiere ist waidgerecht durchzuführen. Die Verwertung als Futtertier ist zulässig. Eine allfällige Entsorgung der kleinen Fische kann auch im Restmüll erfolgen.

Darüber hinaus werden folgende weitere Maßnahmen empfohlen:

- Beobachtung/Monitoring an dem Standort des Nachweises zur Feststellung, ob weitere Exemplare in dem Gewässer vorkommen (z. B. auch durch e-DNA).
- Bewusstseinsbildung und Informationsbereitstellung über die Art bei den betreffenden Akteuren, z. B. Berufsfischerei, Bundesamt für Wasserwirtschaft, Fischereisachverständige, Fischereischutzdienst, Fischereivereine und überregionale Vereine (KLFV, ÖFG, ÖKF, ÖS-FV, VÖAFV), Fischereiberechtigte bzw. Fischereiausübungsberechtigte, Landesfischereiverbände und Landesorganisationen, Landwirtschaftskammern, Ländliche Fortbildungsinstitute (LFIs), Österreichischer Fischereiverband, Pächter:innen und Bewirtschafter:innen von Fischwasser.

6.1.3 Kettennatter (*Lampropeltis getula*)

Tabelle 16: Vorkommen der Kletternatter in Österreich.

V	T	S	K	St	O	N	W	B
–	–	–	–	–	–	–	–	–

E = etabliert, C = unbeständig, U = unbekannt, EX = erloschen, AG = ausgerottet

ursprüngliches Vorkommen und Einwanderungspfade

Die Kettennatter (oder Ketten-Königsnatter) stammt ursprünglich aus Nordamerika und wurde absichtlich als Terrarientier eingeführt. Durch absichtliche Aussetzungen und unabsichtliches Entkommen aus Haustierhaltungen gelangen unregelmäßig Tiere in die freie Natur. In Europa gibt es Einzelnachweise aus Belgien, Deutschland, Großbritannien, Italien und aus den Niederlanden.

Vorkommen in Österreich

Nachweise aus Österreich sind nicht dokumentiert, aber sehr wahrscheinlich; aktuelle, dauerhafte Vorkommen sind nicht bekannt. Etablierte Populationen sind von den Kanarischen Inseln bekannt.

Konkurrenz- und Fraßdruck

Die Kettennatter übt Konkurrenz- und Fraßdruck auf andere Reptilienarten aus. Auch die Übertragung von Pilzerkrankungen ist möglich.

Citizen Science-Anwendungen und eine Überwachung von Social Media-Plattformen könnte helfen, Beobachtungen der Art zu dokumentieren.

empfohlene Maßnahmen

Bei Auftreten der Art in Österreich werden folgende Maßnahmen empfohlen: **Sofortige Beseitigung**: Festgestellte Exemplare sind den zuständigen Behörden zu melden; die Tiere sind zu entnehmen und in eine geeignete Unterbringungsstelle zu transportieren oder tiergerecht zu töten, zu verwerten bzw. zu entsorgen.

Die Entnahme erfolgt am besten durch manuellen Fang.

Darüber hinaus werden folgende weitere Maßnahmen empfohlen:

- Beobachtung/Monitoring an dem Standort des Nachweises zur Feststellung, ob weitere Exemplare in der Nähe vorkommen.
- Bewusstseinsbildung und Informationsbereitstellung über die Art bei den betreffenden Akteuren, z. B. Terrarienbesitzerinnen und -besitzern.

6.2 Mindeststandards für die Erteilung von Ausnahmegenehmigungen

Österreichweit empfohlene Mindeststandards für die Erteilung von Ausnahmegenehmigungen für in Labors verwendete Arten sind zu beachten.

6.2.1 Allgemeines

Artikel 8 der EU-Verordnung ermöglicht, abweichend von den Beschränkungen gemäß Artikel 7 für Arten der Unionsliste, die Durchführung von Forschung und ex-situ-Erhaltung. Die Erteilung einer Genehmigung obliegt den jeweiligen, für Tierhaltungen zuständigen Bezirksverwaltungs- bzw. Landesbehörden bzw. im Falle von öffentlichen Universitäten (bzw. anderen Einrichtungen des Bundes) dem Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Forschung.

Bedingungen für die Haltung unter Verschluss

Artikel 8(2) beschreibt folgende Bedingungen für die Haltung unter Verschluss:

a. Die Haltung der invasiven gebietsfremden Art von unionsweiter Bedeutung und der Umgang mit ihr erfolgt unter Verschluss gemäß Absatz 3;
b. die Tätigkeit ist von angemessen qualifiziertem Personal durchzuführen, **wie von den zuständigen Behörden festgelegt**;
c. die Beförderung zur oder aus der Haltung unter Verschluss erfolgt unter Bedingungen, die ein Entkommen der invasiven gebietsfremden Art ausschließen, **wie in der Genehmigung festgelegt**;
d. handelt es sich bei der invasiven gebietsfremden Art von unionsweiter Bedeutung um Tiere, so sind diese **gegebenenfalls gekennzeichnet oder anderweitig effektiv identifiziert**, wobei Methoden anzuwenden sind, die keine vermeidbaren Schmerzen, Qualen oder Leiden verursachen;

e. dem Risiko des Entkommens, der Ausbreitung oder der Entnahme wird wirksam begegnet, und zwar unter Berücksichtigung der Identität, der Biologie und der Verbreitungswege der Art, der vorgesehenen Tätigkeit und der vorgesehenen Haltung unter Verschluss, der Wechselwirkung mit der Umwelt sowie anderer relevanter Faktoren;

f. für den Fall des Entkommens oder der Ausbreitung werden **ein kontinuierliches Überwachungssystem** und ein **Krisenplan**, einschließlich **Beseitigungsplan**, vom Antragsteller erstellt. Der Krisenplan wird von der zuständigen Behörde genehmigt. Im Falle eines Entkommens oder einer Ausbreitung ist der Krisenplan unverzüglich umzusetzen und kann die Genehmigung vorübergehend oder auf Dauer entzogen werden.

Haltung unter Verschluss

Artikel 8(3) beschreibt die Haltung unter Verschluss:

a. Die Exemplare sind physisch isoliert und können aus der Haltung, in der sie sich befinden, nicht entkommen, sich ausbreiten oder **von Unbefugten entnommen** werden;

b. durch Reinigungs-, Abfallbehandlungs- und Wartungsprotokolle ist gewährleistet, dass keine Exemplare oder reproduktionsfähigen Teile entkommen, sich ausbreiten oder **von Unbefugten entnommen** werden können;

c. die Entnahme der Exemplare aus der Haltung, ihre Entsorgung, ihre Vernichtung oder ihre humane Keulung erfolgt in einer Weise, die eine Vermehrung oder Fortpflanzung außerhalb der Haltung ausschließt.

6.2.2 Vorschläge für Österreich

Für die oben fett hervorgehobenen Elemente von Artikel 8(2) und 8(3) werden hier folgende Vorschläge gemacht, die ein österreichweit einheitliches Vorgehen bei Genehmigungen durch die zuständigen Landesbehörden und Bundesstellen garantieren sollen:

Angemessen qualifiziertes Personal: Für alle Tätigkeiten im Zusammenhang mit der Haltung und Pflege der Arten ist ein einschlägiger Sachkundenachweis vorzuweisen.

Beförderung zur oder aus der Haltung: Der Zweck (Forschung oder ex-situ-Erhaltung) fällt nicht unter die Bestimmungen gemäß Tiertransportgesetz, da keine wirtschaftliche, gewinnorientierte Tätigkeit verfolgt wird. (Sollte eine solche jedoch vorliegen, gelten die Bestimmungen des Tiertransportgesetzes). Demnach gilt für den Transport von lebenden Tieren § 11 Tierschutzgesetz, wonach „beim Transport von Wassertieren darauf zu achten ist, dass das Wasservolumen der Anzahl der beförderten Tiere angepasst ist, eine Erwärmung des Wassers und ein Absinken des Sauerstoffgehaltes vermieden wird und eine Fütterung unterbleibt“. Der Transport muss ausschließlich in geschlossenen Vorrichtungen erfolgen, sodass ein Entkommen (z. B. nach einem Unfall des Transportfahrzeugs) nicht möglich ist.

Individuelle Kennzeichnung: Artikel 8(2d) sieht „gegebenenfalls“ eine effektive Kennzeichnung bzw. Identifikation der Tiere vor. Für die hier behandelten Arten

(Glatter Krallenfrosch, Zebra-Killifisch) sind jedoch kaum geeignete (und effektive) Methoden verfügbar (z. B. Farbbänder, Tätowierungen, Farbstoffe, Phalangen-Amputation, Transponder-Implantate), weshalb vorläufig auf eine solche Kennzeichnung in der Genehmigung verzichtet wird. Die Kennzeichnung durch Färbung der Otolithen mit einer Alizarinrot-Lösung wäre zumindest eine Möglichkeit, im Labor verwendete Tiere später zu identifizieren.

Kontinuierliches Überwachungssystem: Ein Entkommen aus der Haltungseinrichtung kann nie völlig ausgeschlossen werden. Die hier behandelten Arten leben aquatisch und es wird vorgeschlagen, einmal pro Jahr (im Frühling oder im Herbst) Untersuchungen von Gewässerstandorten in unmittelbarer Umgebung (innerhalb eines 5 km Radius) der Haltungseinrichtung mittels eDNA-Analysen vorzunehmen. Sind innerhalb dieses Radius keine geeigneten aquatischen Lebensräume vorhanden, so sind entsprechende Untersuchungen an nahe gelegenen Gewässerstandorten von den Behörden festzulegen. Nachdem geeignete Lebensräume für den Zebra-Killifisch in Österreich fehlen, kann diese Maßnahme bei Genehmigungen für diese Art entfallen.

Krisenplan (einschließlich Beseitigungsplan): Diese Pläne sind vom Antragsteller vorzulegen und müssen verpflichtend enthalten:

- Ansprechperson und Kontaktmöglichkeiten;
- Vorgesehene Maßnahmen für zumindest zwei Szenarien:
  - Freisetzung von Einzeltieren,
  - Entkommen von zahlreichen Tieren (z. B. nach Elementarereignissen);
- Beschreibung der Methoden der kontinuierlichen Überwachung;
- Beschreibung der Methoden des Wiederfangs der Tiere;
- Beschreibung der Methoden für das Töten der Tiere (unter Berücksichtigung gesetzlicher Vorgaben, z. B. Tierschutz, Arzneimittelverordnung);
- Sicherstellung der Dokumentation der Ereignisse und der gesetzten Maßnahmen (inkl. Zeitplan).

Unbefugte: Der Zutritt zu den Räumlichkeiten ist auf angemessen qualifiziertes Personal zu beschränken und zu dokumentieren (z. B. Zugangs- und Anwesenheitsprotokolle).

Der **Antragsteller** hat alle erforderlichen Nachweise zu erbringen, damit die zuständige Behörde prüfen kann, ob die Bedingungen gemäß den Absätzen 2 und 3 erfüllt sind. Nach Erteilung einer Genehmigung nach Artikel 8 hat Österreich die Verpflichtung, verschiedene Angaben öffentlich bekannt zu machen. Jeder Antragsteller muss daher gemäß Artikel 8(7) verpflichtend mindestens folgende Angaben bereitstellen:

- Die wissenschaftlichen und gebräuchlichen Bezeichnungen der invasiven gebietsfremden Arten von unionsweiter Bedeutung, für die eine Genehmigung erteilt wurde;
- die Anzahl oder das Volumen der betreffenden Exemplare;
- der Zweck, zu dem die Genehmigung erteilt wurde, und

- die Codes der Kombinierten Nomenklatur nach der Verordnung (EWG) Nr. 2658/87.

Weitere, allgemeine Empfehlungen für die Erteilung von Genehmigungen nach Artikel 8 der EU-Verordnung:

- Die Genehmigung darf die Kapazität der Haltungseinrichtung nicht übersteigen;
- ausreichende personelle Ressourcen zur Durchführung der Maßnahmen;
- verpflichtende regelmäßige Schulungen/Fortbildung der zuständigen Personen;
- Prüfung der Funktionstüchtigkeit allfälliger Geräte und von Ausrüstung;
- verpflichtende jährliche Evaluierung der Maßnahmen und gegebenenfalls Anpassung;
- Meldepflicht an die zuständige Behörde im Fall des Entkommens von Tieren innerhalb von 48 Stunden;
- Zugangserlaubnis für Vertreter:innen der zuständigen Behörden für angemeldete und nicht angemeldete Kontrollen;
- Übernahme der Kosten von Managementmaßnahmen bei Nachweis der Verletzung der Auflagen und Auftreten der Arten in der freien Natur.

Das Entkommen von Tieren aus Haltungen kann sowohl absichtlich als auch unabsichtlich erfolgen. Ein absichtliches Freisetzen von adulten oder juvenilen Tieren bzw. Gelegen ist verboten und durch entsprechende Schulungen des Personals zu unterbinden, kann jedoch niemals völlig ausgeschlossen werden. Ein unabsichtliches Entkommen kann bei Zerstörung der Haltungseinrichtungen durch Elementarereignisse (z. B. Erdbeben, Überschwemmungen) erfolgen.

Die vor der Nutzung erforderlichen Vorgaben und Auflagen beim Import, Transport, bei der Quarantäne und bei der Haltung der Tiere sind hier nicht berücksichtigt.

6.2.3 Sofort-Maßnahmen

6.2.3.1 Glatter Krallenfrosch (*Xenopus laevis*)

keine Information für Österreich

Nutzung zu Forschungszwecken: Welche Einrichtungen aktuell in Österreich Krallenfrösche für wissenschaftliche Forschungen verwenden ist unbekannt. In Deutschland werden jährlich mehrere tausend Tiere für Grundlagenforschung und wissenschaftliche Zwecke untersucht (BMEL, 2019).

Vorkommen in Europa und Österreich

Der Krallenfrosch wird als Modellorganismus vor allem in der medizinischen Forschung eingesetzt. Es ist nicht auszuschließen, dass das Interesse an der Verwendung in Zukunft steigen wird. In Europa bestehen derzeit etablierte Populationen in Frankreich, Italien und Portugal; in Österreich sind aktuell keine Nachweise bekannt, die Art ist potenziell aber in der Lage, sich zumindest lokal zu etablieren und weiter auszubreiten. Der Krallenfrosch ist sehr anpassungsfähig,

besiedelt unterschiedliche Gewässer und kann längere Trockenperioden im Boden überdauern.

Maßnahmen bei entkommenen Tieren

Im Falle des Entkommens von Tieren in die freie Natur sind diese wieder einzufangen und sicher zu verwahren oder zu töten. Für das tierschutzgerechte Töten der Tiere sind die entsprechenden rechtlichen Vorgaben einzuhalten. Empfohlen wird das Untertauchen („Tauchbadnarkose") in einer (auf pH 7 gepufferten) MS 222-Lösung (> 3 g/Liter oder 0,2–0,5 % für mindestens drei Stunden; die Wirkung entspricht einer Überdosis Anästhetikum; Wirkstoff Tricain) mit anschließender Zerstörung des Rückenmarks oder des Gehirns mit einem Draht oder einer Nadel (Reed, 2005; McNamara et al., 2018). Die Narkose kann auch mit einer „Hellabrunner Mischung" erfolgen (Smith et al., 2022).

6.2.3.2 Zebra-Killifisch (*Fundulus heteroclitus*)

keine Information für Österreich

Nutzung zu Forschungszwecken: Welche Einrichtungen aktuell in Österreich Zebra-Killifische für wissenschaftliche Forschungen verwenden ist unbekannt. Die Art wird aufgrund ihrer Robustheit vor allem für physiologische, medizinische und öko-toxikologische Studien verwendet (z. B. Atz, 1986).

Vorkommen in Österreich

Die Art bevorzugt Brackwasser und kommt gelegentlich auch im Süßwasser vor; dauerhafte Vorkommen in Österreich sind in der freien Natur aufgrund der fehlenden Lebensräume aber nicht zu erwarten.

Maßnahmen bei entkommenen Tieren

Im Falle des Entkommens von Tieren in die freie Natur sind diese wieder einzufangen und sicher zu verwahren oder zu töten. Für das tierschutzgerechte Töten der Tiere sind die entsprechenden rechtlichen Vorgaben einzuhalten. Das Verbot der Tötung von Wirbeltieren gemäß Tierschutzgesetz gilt nicht für die fachgerechte Tötung von Tieren zur Durchführung der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 oder aufgrund landesgesetzlicher Bestimmungen nach Anordnung der zuständigen Behörde durch besonders ausgebildete Personen. Als „fachgerechte" Tötung von Fischen werden verschiedene Methoden empfohlen: z. B. der Kopf- bzw. Genickschnitt (mit einer Schere oder einem Messer wird der Kopf des Tieres direkt abgetrennt), der Herzstich und die Verwendung von überdosierten Betäubungsmitteln (siehe oben; für Fische wird auch eine Mischung von Nelkenöl und Alkohol oder die sogenannte „Hellabrunner Mischung", eine Mischung der Narkosemittel Ketamin und Xylazin, empfohlen). Die Narkose kann auch mit einer M 222-Lösung erfolgen (Smith et al., 2022).

6.3 Literatur

AHMED, D.A., E. J. HUDGINS, R.N. CUTHBERT, M. KOURANTIDOU, C. DIAGNE, P. J. HAUBROCK, B. LEUNG, C. LIU, B. LEROY, S. PETROVSKII, A. BEIDAS und F. COURCHAMP. Managing biological invasions: the cost of inaction. Biological Invasions, 2022, 24, 1927-1946.

ATZ, J.W. Fundulus heteroclitus in the laboratory: A history. American Zoologist, 1986, 26, 111–120.

BMEL – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT. Tierschutzbericht der Bundesregierung 2019 – Bericht über den Stand der Entwicklung des Tierschutzes. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 2019, 164.

CUTHBERT, R.N., C. DIAGNE, E.J. HUDGINS, A. TURBELIN , A. AHMED , C. ALBERT , T. W. BODEY , E. BRISKI, F. ESSL, P. J. HAUBROCK, R. E. GOZLAN, N. KIRICHENKO, M. KOURANTIDOU, A. M. KRAMER und F. COURCHAMP. Biological invasion costs reveal insufficient proactive management worldwide. *Science of The Total Environment,* 2022, 819, 153404.

DIAGNE, C., B. LEROY, A.-C. VAISSIÈRE, R.E. GOZLAN, D. ROIZ, I. JARIĆ, J.M. SALLES, C.J.A. BRADSHAW und F. COURCHAMP. High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature*, 2021, 592, 571-576.

EPANCHIN-NIELL, R.S. und A.M. LIEBHOLD. Benefits of invasion prevention: Effect of time lags, spread rates, and damage persistence. *Ecological Economics,* 2015, 116, 146-153.

FAULKNER, K.T., M.P. ROBERTSON und J.R.U. WILSON. Stronger regional biosecurity is essential to prevent hundreds of harmful biological invasions. *Global Change Biology,* 2020, *26,* 2449-2462.

GIGON, A. und E. WEBER. Invasive Neophyten in der Schweiz: Lagebericht und Handlungsbedarf. Bericht zu Handen des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 2005.

HAUBROCK, P.J., A. TURBELIN, R. CUTHBERT, A. NOVOA, N. TAYLOR, E. ANGULO, L. BALLESTEROS-MEJIA, T. BODEY, C. CAPINHA, F. ESSL, M. GOLIVETS, N. KIRICHENKO, M. KOURANTIDOU, B. LEROY, D. RENAULT, L. VERBRUGGE, F. COURCHAMP. Economic costs of invasive alien species across Europe. *Neobiota*, 2021, 67, 153-190.

McNAMARA, S., M. WLIZLA und M.E. HORB. Husbandry, general care, and transportation of *Xenopus laevis* and *Xenopus tropicalis*. *Methods Mol. Biol.,* 2018, 1865, 1–17.

REED, B.T. Guidance on the housing and care of the African clawed frog *Xenopus laevis*. Research Animals Department – RSPCA, Horseham, 2005, 84.

SMITH, K., A.L. NUNES, J. AEGERTER, S.E. BAKER, I. DI SILVESTRE, C.C. FERREIRA, M. GRIFFITH, J. LANE, A. MUIR, S. BINDING, M. BROADWAY, P. A ROBERTSON, R. SCALERA, T. ADRIAENS, P.A. ÅHLÉN, A. ALIAGA, K. BAERT, DE BAKALOUDIS, S. BERTOLINO, L. BRIGGS, E. CARTUYVELS, F. DAHL, B. D'HONDT, M. ECKERT, F. GETHÖFFER, E. GOJDIČOVÁ, F. HUYSENTRUYT, D. JELIĆ, A. LEŠOVÁ, M. LUŽNIK, L. MORENO, G. NAGY, L. POLEDNÍK, C. PREDA, J. SKORUPSKI, D. TELNOV, T. TRICHKOVA, H. VERREYCKEN, M. VUCIĆ. A manual for the management of vertebrate invasive alien species of Union concern, incorporating animal welfare. 1st Edition. Technical report prepared for the European Commission within the framework of the contract no. 07.027746/2019/812504/SER/ENV.D.2. 2022.

7 RECHTSVORSCHRIFTEN

Biozidprodukteverordnung (BiozidprodukteG; BGBl. I Nr. 105/2013): Bundesgesetz zur Durchführung der Biozidprodukteverordnung (Biozidproduktegesetz – BiozidprodukteG).

Bundesluftreinhaltegesetz (BLRG; BGBl. I Nr. 137/2022): Bundesgesetz über das Verbrennen von Materialien außerhalb von Anlagen (Bundesluftreinhaltegesetz – BLRG).

Datenschutzgrundverordnung (EU) 2016/679 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. April 2016 zum Schutz natürlicher Personen bei der Verarbeitung personenbezogener Daten, zum freien Datenverkehr und zur Aufhebung der Richtlinie 95/46/EG (Datenschutz-Grundverordnung)

Durchführungsverordnung (EU) 2016/1141 der Kommission vom 13. Juli 2016 zur Annahme einer Liste invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung gemäß der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates. Amtsblatt der Europäischen Union, L189, 4-5.

Durchführungsverordnung (EU) 2017/1263 der Kommission vom 12. Juli 2017 zur Aktualisierung gemäß der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates der mit der Durchführungsverordnung (EU) 2016/1141 festgelegten Liste invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung. Amtsblatt der Europäischen Union, L182, 37-39.

Durchführungsverordnung (EU) 2019/1262 der Kommission vom 25. Juli 2019 zur Änderung der Durchführungsverordnung (EU) 2016/1141 zwecks Aktualisierung der Liste invasiver gebietsfremder Arten von EU-weiter Bedeutung. Amtsblatt der Europäischen Union, L199, 1-4.

Durchführungsverordnung (EU) 2022/1203 der Kommission vom 12. Juli 2022 zur Änderung der Durchführungsverordnung (EU) 2016/1141 zwecks Aktualisierung der Liste invasiver gebietsfremder Arten von EU-weiter Bedeutung. Amtsblatt der Europäischen Union, L186, 10-14.

Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV; BGBl. II Nr. 479/2006): Verordnung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Überwachung des Zustandes von Gewässern.

Tierschutzgesetz (TSchG; BGBl. I Nr. 118/2004): Bundesgesetz über den Schutz der Tiere (Tierschutzgesetz – TSchG).

Tiertransportgesetz (TTG; BGBl. I Nr. 54/2007). Bundesgesetz über den Transport von Tieren und damit zusammenhängenden Vorgängen (Tiertransportgesetz 2007-TTG 2007).

Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten. Amtsblatt der Europäischen Union, L317, 35-55.

Wasserrahmenrichtlinie (EU) 2020/2184 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2020 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Neufassung).

umweltbundesamt

Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04

office@umweltbundesamt.at
www.umweltbundesamt.at

Der vorliegende Bericht enthält Informationen zu den 22 Arten der 3. Erweiterung der Liste von Arten von unionsweiter Bedeutung im Rahmen der EU-Verordnung 1143/2014 über die „Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten" für Österreich. In Bezug auf das Überwachungssystem gemäß Artikel 14 der EU-Verordnung wird die Einbindung von unterschiedlichen Datenquellen (z. B. ornitho.at, Citizen Science und Social Media, Landesfischereiverbände, Jagdverbände) und Datensammelstellen auf Landesebene empfohlen. Für die vier in Österreich vorkommenden Arten der 3. Erweiterung der Unionsliste (Schwarzer Zwergwels, Baumwürger, Himalaya-Knöterich, Wassersalat) wurden Verbreitungskarten erstellt sowie Managementmaßnahmen ausgearbeitet. Schließlich enthält der Bericht Vorschläge für Sofortmaßnahmen für in Österreich nur vereinzelt festgestellte Arten sowie österreichweit empfohlene Mindeststandards für die Erteilung von Ausnahmegenehmigungen für in Labors verwendete Arten der Unionsliste.

EMAS
VERIFIED
ENVIRONMENTAL
MANAGEMENT
AT-000484

ISBN 978-3-99004-726-2