



# Potentialstudie zur Wiederansiedlung von Wildflussarten

Romy Harzer ◦ Norbert Müller ◦ Michael Reich ◦ Johannes Kollmann

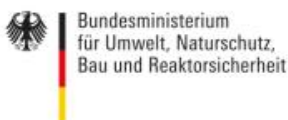


FACHHOCHSCHULE  
ERFURT UNIVERSITY  
OF APPLIED SCIENCES  
Landschaftsarchitektur



Leibniz  
Universität  
Hannover

01.02.2018



**Auftraggeber:** WWF Deutschland  
Reinhardstraße 18  
10117 Berlin

**Gefördert durch:** Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit sowie mit Mitteln des Bayerischen Naturschutzfonds

**Auftragnehmer:** Prof. Dr. Johannes Kollmann  
Technische Universität München  
Lehrstuhl für Renaturierungsökologie  
Emil-Ramann-Straße 6  
85350 Freising

**Projektleitung:** Prof. Dr. Johannes Kollmann

**Bearbeitung:** Romy Harzer M.Sc.  
Prof. Dr. Norbert Müller  
Prof. Dr. Michael Reich  
Prof. Dr. Johannes Kollmann

**Zitiervorschlag:** Harzer, R., Müller, N., Reich, M. & Kollmann, J. (2018) Potentialstudie zur Wiederansiedlung von Wildflussarten. Im Auftrag des WWF Deutschland, Berlin.

Freising, 01.02.2018

Inhalt

1	Einleitung.....	3
2	Methodik.....	6
2.1	Recherche zur historischen Verbreitung der Zielarten.....	6
2.2	Untersuchungen zum aktuellen Zustand der Zielartenpopulationen .....	7
2.3	Vorgehensweise bei der Gefährdungsanalyse und Bewertung .....	11
2.4	Aktuelle Renaturierungsprojekte.....	11
2.5	Bisherige Erfahrungen zur Wiederansiedlung der Zielarten im Alpenraum .....	12
3	Deutsche Tamariske ( <i>Myricaria germanica</i> ).....	12
3.1	Ökologie, Verbreitung und Rückgang.....	12
3.2	Aktuelle Bestandssituation.....	15
3.3	Habitatsituation im Hotspot-Gebiet.....	17
3.4	Gefährdungsanalyse und Handlungsoptionen.....	19
3.5	Erfahrungen zu Schutz und Wiederansiedlung.....	20
3.6	Wiederansiedlungskriterien .....	24
4	Uferreitgras ( <i>Calamagrostis pseudophragmites</i> ).....	27
4.1	Ökologie, Verbreitung und Rückgang.....	27
4.2	Aktuelle Bestandssituation.....	28
4.3	Habitatsituation im Hotspot-Gebiet.....	29
4.4	Gefährdungsanalyse und Handlungsoptionen.....	30
4.5	Erfahrungen zu Schutz und Wiederansiedlung im Alpenraum .....	31
4.6	Wiederansiedlungskriterien .....	31
5	Zwergrohrkolben ( <i>Typha minima</i> ) .....	31
5.1	Ökologie, Verbreitung und Rückgang.....	31
5.2	Aktuelle Situation im Projektgebiet .....	32
5.3	Gefährdungsanalyse und Handlungsoptionen.....	33
5.4	Erfahrungen zur Wiederansiedlung .....	33
5.5	Wiederansiedlungskriterien .....	35
6	Starkbeborstete Sklavenameise ( <i>Formica selysi</i> ).....	37
6.1	Verbreitung, Rückgang und Ökologie.....	37
6.2	Aktuelle Bestandssituation.....	39
6.3	Habitatsituation im Hotspot-Gebiet.....	42
6.4	Gefährdungsanalyse und Handlungsoptionen.....	43
6.5	Erfahrungen zu Schutz und Wiederansiedlung.....	44
6.6	Wiederansiedlungskriterien .....	44
7	Integrative Bewertung und Handlungsempfehlungen .....	45
8	Schlussbemerkung .....	50
	Danksagung.....	53
	Literatur .....	54

## 1 Einleitung

Die mitteleuropäischen Fließgewässer und ihre Auen sind außerordentlich reich an Arten und Habitatstrukturen, die durch die jeweilige Überflutungsdynamik geprägt sind (Ellenberg & Leuschner 2010). Sie gliedern sich nach Entfernung von der Quelle und den damit verbundenen Änderungen der Wasser- und Sedimentdynamik sowie seitlich nach Entfernung vom Hauptgerinne. Fließgewässer gehören aber auch zu den am stärksten veränderten Ökosystemen Mitteleuropas (Egger et al. 2009). Bis auf einige Oberläufe und wenige Abschnitte der Mittel- und Unterläufe sind sie in den vergangenen 200 Jahren weitgehend umgestaltet worden. Deiche und Querbauwerke, Wasserverschmutzung, Schifffahrt, Kühlwasserentnahme und invasive Fremdarten haben die Ökosystemprozesse und Lebensgemeinschaften der Fließgewässer zum Teil irreversibel verändert (Abb. 1) und zu einem Rückgang vieler Arten geführt (z.B. Steffen et al. 2010).

Zur Erfüllung der EU-Wasserrahmenrichtlinie und der FFH-Richtlinie sowie zur Verbesserung des Hochwasserschutzes werden an vielen Flüssen Mitteleuropas Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt. Dazu gehören die Rückverlegung von Deichen, eine Verbesserung der Durchgängigkeit von Querbauwerken meist im Sinne der Fischmigration aber auch des Geschiebetransports, Erhöhung von Restwassermengen und Sedimentzugaben. Dadurch können manche Ökosystemfunktionen der Fließgewässer wiederhergestellt werden und einige charakteristische Arten siedeln sich wieder an. Eine weitgehende Renaturierung der ursprünglichen Fluss- und Auendynamik ist aber aus Gründen der veränderten Landnutzung im Einzugsgebiet und im Bereich der ehemaligen Aue meist nicht mehr möglich (Flavio et al. 2017).



**Abbildung 1** Naturnahe Flusslandschaft der Oberen Isar mit Vorkommen der Deutschen Tamariske (o.r.) sowie ein Beispiel zunehmender Kanalisierung des ursprünglichen Wildflusses (u.r.).

Alpennahe Flüsse haben eine besonders starke Ökosystemdynamik, und die dadurch entstandenen naturnahen Auenlandschaften gehören zu den vielfältigsten und naturschutzfachlich wertvollsten Lebensräumen Mitteleuropas (Egger et al. 2009). Erhebliche Standortsunterschiede treten in Flussauen auch auf kleinstem Raum auf und sind skalenabhängig, mit prägenden Effekten für die biologische Vielfalt (Ward et al. 1999). Sie bieten vielen seltenen Arten optimale Lebensbedingungen – dazu gehören Wildfluss-Spezialisten und Alpenschwemmlinge (Abb. 1). Diese Arten sind in den vergangenen Dekaden massiv zurückgegangen und siedeln sich auch nach Redynamisierung ausgewählter Flussabschnitte nur selten wieder an, wenn keine geeigneten Quellpopulationen in der Nähe vorhanden sind (vgl. Rohde et al. 2005).

Die Zusammenhänge zwischen der Dynamik nordalpiner Auen und entsprechenden spezialisierten Arten sind in Umrissen klar, es fehlt aber eine Synthese der aktuellen Reliktorkommen der Arten und entsprechender Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen. Das vorliegende Projekt schließt diese Lücke für ausgewählte bayerische Voralpenflüsse. Der WWF Deutschland hat dazu im Rahmen des Hotspot-Projektes „Alpenflusslandschaften – Vielfalt leben von Ammersee bis Zugspitze“ die Erstellung einer entsprechenden Potentialstudie zu Schutz und Wiederansiedlung von Wildflussarten in den Hotspotregionen der biologischen Vielfalt „Ammergebirge, Niederwerdenfelser Land und Obere Isar“ und „Ammer-Loisach-Hügelland und Lech-Vorberge“ vergeben. Der Projektzeitraum erstreckte sich von Oktober 2016 bis Februar 2018. In der Studie sollten die folgenden vier Arten als wichtige Indikatoren für dynamische Auenbereiche von Alpenflüssen näher betrachtet werden: Deutsche Tamariske (*Myricaria germanica*), Zwergrohrkolben (*Typha minima*), Uferreitgras (*Calamagrostis pseudophragmites*) und Starkbeborstete Sklavenameise (*Formica selysi*).

Die folgenden Fragen werden in der Potentialstudie behandelt:

1. Wie sieht die frühere und rezente Verbreitung der Arten im Projektgebiet aus sowie die Größe und Altersstruktur der Reliktpopulationen?
2. Wo sind bestandsstützende Maßnahmen für die Reliktpopulationen notwendig und welche Maßnahmen können empfohlen werden?
3. Wo sind Neuansiedlungen sinnvoll und welche fachlichen Randbedingungen sind dabei zu beachten?
4. Welche Techniken der Vermehrung, Wiederansiedlung und des Monitorings haben sich bewährt?

Das Projektteam der Potentialstudie besteht aus:

Prof. Dr. Johannes Kollmann (Projektleitung) und Romy Harzer M.Sc. (Projektmanagement), Technische Universität München, Lehrstuhl für Renaturierungsökologie; jkollmann@wzw.tum.de, romy.harzer@tum.de

Prof. Dr. Norbert Müller (Fachbeitrag Pflanzen), Fachhochschule Erfurt, Institut Landschaftspflege & Biotopentwicklung; n.mueller@fh-erfurt.de

Prof. Dr. Michael Reich (Fachbeitrag Ameise), Leibniz Universität Hannover, Institut für Umweltplanung; reich@umwelt.uni-hannover.de

## 2 Methodik

### 2.1 Recherche zur historischen Verbreitung der Zielarten

Zwergrohrkolben, Deutsche Tamariske und Uferreitgras gelten innerhalb der Blütenpflanzen als die wichtigsten Zielarten für natürliche alpine Wildflusslandschaften, da sie nur hier vorkommen und stabile Populationen nur aufbauen, solange eine natürliche Geschiebe- und Abflussdynamik gegeben ist (Müller 1995, 2007). Auf Eingriffe in die natürliche Flussdynamik reagiert der Zwergrohrkolben am schnellsten, gefolgt von der Deutschen Tamariske und schließlich dem Uferreitgras. Die unterschiedlich intensiven wasserbaulichen Eingriffe der letzten 100 Jahre an den Alpenflüssen der Projektregion spiegeln sich im Rückgang der Zielarten wider und sind gut dokumentiert (Müller 1995). Während durch die Umgestaltung des Lechs unterhalb von Füssen in eine Stauseenkette die Zielarten dort ab 1950 kontinuierlich zurückgegangen und heute fast vollständig ausgestorben sind, finden sich beispielweise an der Isar noch größere naturnahe Strecken, die in den letzten 20 Jahren intensiv untersucht wurden (Schauer 1998, Reich et al. 2008). Eine wesentliche Grundlage für Artenhilfsmaßnahmen ist die Kenntnis zur Verbreitung der Arten vor ihrem Rückgang. Dank einer langen floristischen Tradition sowie zahlreicher vegetationskundlicher Arbeiten sind die Datenstände zur Verbreitung und Häufigkeit der Zielarten in der Projektregion vergleichsweise gut und Gegenstand des Projekts ist unter anderem eine aktualisierte Synthese dieses Wissens.

Um den Zeitraum des Rückgangs der Arten genauer einzugrenzen, wurden analog und in Fortschreibung der Floristischen Kartierung Bayerns die Nachweise der Arten in den folgenden Zeitabschnitten ausgewertet:

- 1750–1944 (Bayernkartierung „Normalstatus, vor 1945“)
- 1945–1983 (Bayernkartierung „Normalstatus, 1945–1983“)
- 1984–1999 (Bayernkartierung „Normalstatus, ab 1983“)
- 2000–2016 neue Kategorie im Rahmen dieser Studie

Dabei wurden alle Nachweise der „Diversity Workbench“ (DWB 2016) der botanischen Staatssammlung, die die Daten der Bayernkartierung (BIB 2016) und der Artenschutzkartierung Bayern (ASK 2016) zusammenfasst, verwendet. Zusätzlich wurde eine Auswertung weiterer Fundortnachweise, die bislang nicht in der DWB (2016a und b) enthalten waren, durchgeführt und in einer Datenbank zusammengeführt. Diese umfasst historische Literatur wie Lokalfloren und vegetationskundliche Publikationen sowie unveröffentlichte Diplomarbeiten, Geländenotizen und Herbarbelege aus dem Auenarchiv von Prof. Dr. Norbert Müller (Erfurt).

Im Rahmen von Bachelorarbeiten an der FH Erfurt (Burkel 2017) und an der TU München (Behrendt 2017) wurden basierend auf DWB (2016a) für das Uferreitgras und DWB (2016b) für die Deutsche Tamariske diese erweiterten Datenbanken vorbereitet und ausgewertet. Die historischen Nachweise, die bislang nicht in der DWB (2016a und b) verzeichnet waren,

wurden von N. Müller auf Plausibilität überprüft und im Anhang dieses Projektberichtes zusammenfassend dargestellt.

Da die Monographie zum Zwergrohrkolben von Müller (1991) bereits in die DWB (2016) Datenbank eingearbeitet ist, ist für diese Sippe die graue und vegetationskundliche Literatur bereits aufbereitet. Hier wurden freundlicherweise im Herbst 2016 von Dr. Andreas Fleischmann sämtliche Herbarbelege der Botanischen Staatssammlung gesichtet und katalogisiert, sodass für diese Art wohl der umfassendste Überblick zur ehemaligen Verbreitung vorliegt.

Der Aufruf beim 1. Expertentreffen 2016 in Freising weitere bislang nicht in der DWB enthaltenen Fundortnachweise für das Projekt zu liefern, ergab bis auf eine umfangreiche Meldung zur Verbreitung der Deutschen Tamariske entlang der Isar von Dr. Helmut Kudrnovsky (Kudrnovsky 2016 in lit.) keine weiteren Funde.

Die einzelnen Fundortnachweise der Arten wurden in Excel-Tabellen aufgelistet und für Darstellung der historischen Verbreitung der drei Pflanzenarten verwendet. Für jeden Nachweis wurden nach Möglichkeit folgende Daten vermerkt:

- Fundort: möglichst genaue Fundortbeschreibung, mindestens mit Viertelquadranten-Genauigkeit
- Jahr des Nachweises
- Messtischblatt: Topographische Karte 1:25.000 mit Viertelquadrant oder genauer, z.B. Rechts/Hoch-Wert, selten genaue GPS-Koordinaten
- Presence = 1 oder Absence = 0; da im Rahmen von Floristischen Kartierungen in der Regel nur vorhandene Arten vermerkt sind, bezieht sich die Kategorie 0 auf Nullnachweise, d.h. gesicherte Nachsuchen an Orten, wo die Art früher gefunden wurde
- Habitat (soweit vorhanden), also Lebensraum oder Pflanzengesellschaft
- Kartierer (soweit vorhanden)
- Ansprechpartner – dies betrifft graue Literatur und über wen diese gefunden wurde
- Quelle, z.B. aus der DWB, oder Literatur, oder andere
- Bemerkungen: weitere Informationen zum Nachweis

Daten zur historischen Verbreitung der Starkbeborsteten Sklavenameise (*Formica selysi*) in Bayern lagen, mangels entsprechender Aufsammlungen, nicht vor, und der Erstnachweis stammte aus dem Jahr 1993 (Lude 1995). Eine Recherche zur historischen Verbreitung in der Projektregion war daher nicht möglich. Es kann aber angesichts der aktuellen Verbreitung und der dort besiedelten Habitate angenommen werden, dass *F. selysi* auch früher an bayerischen Alpenflüssen weit verbreitet war.

## 2.2 Untersuchungen zum aktuellen Zustand der Zielartenpopulationen

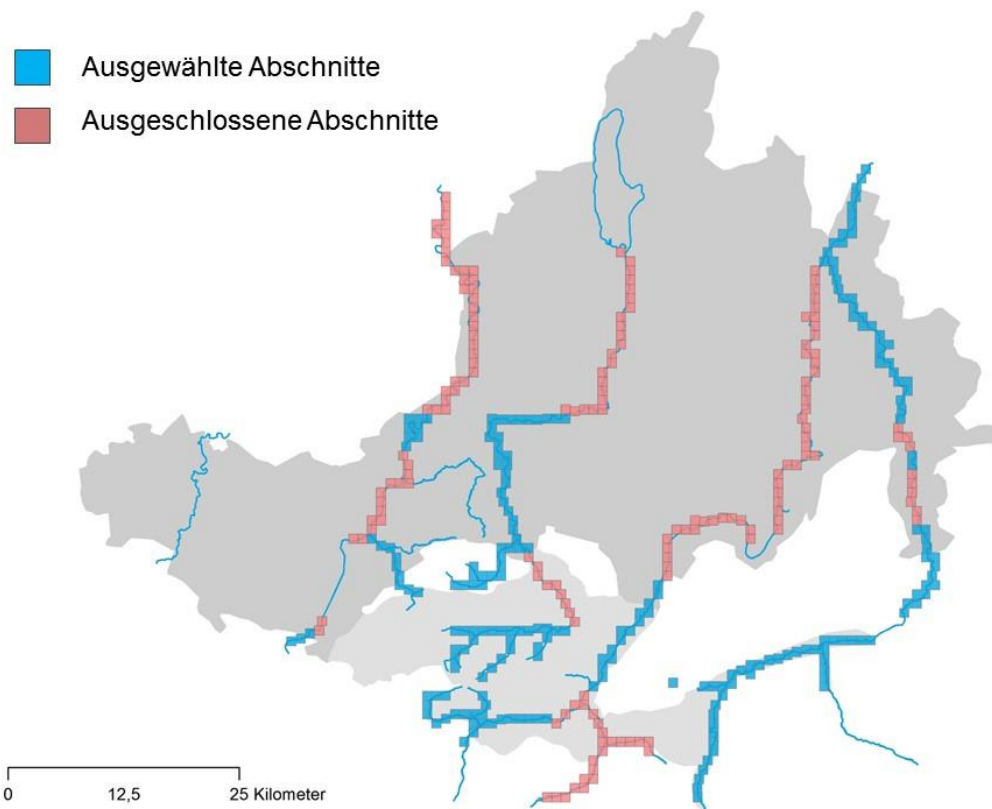
Das Ziel der Felderhebungen war es, ein möglichst vollständiges Bild von Anzahl, Größe und Vitalität der Populationen der Zielarten im Untersuchungsgebiet zu erhalten. Für die Deutsche Tamariske und das Uferreitgras lagen ausführliche Kartierdaten zu den



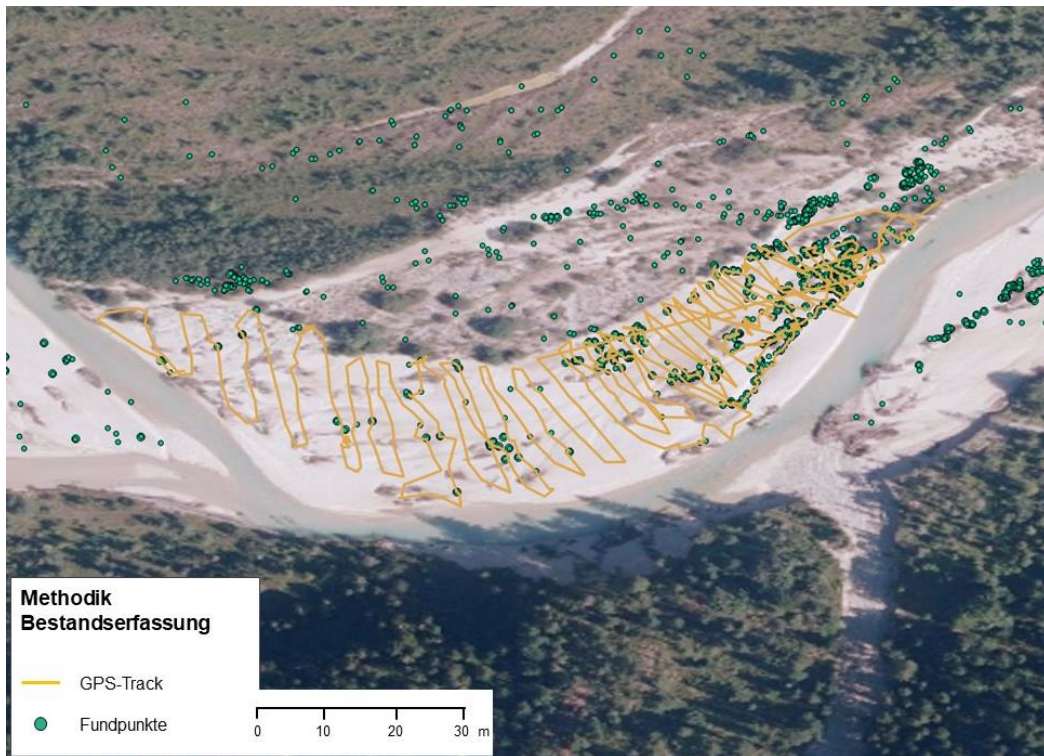
Populationen in den untersuchten Flussabschnitten vor (T. Wagner und R. Harzer unveröffentlicht, Burkel 2017, Neukirchen 2018). Die Ammerschlucht wurde im Rahmen einer 1-tägigen Bootsbefahrung kartiert (Müller 2017 unveröffentlicht). Im Folgenden wird die Methodik zur Erhebung der bereitgestellten Daten für die beiden Arten beschrieben.

In Vorbereitung auf die Kartierung der Bestände wurden Flussabschnitte ohne entsprechende Standortbedingungen ausgeschlossen (Abb. 2.2a), da dort keine Vorkommen der Zielarten erwartet wurden und keine historischen Nachweise vorlagen. Dies betraf zum einen kanalisierte und verbaute Abschnitte im urbanen Bereich sowie mäandrierende Abschnitte, z.B. im Unterlauf von Ammer und Loisach, mit angrenzenden Feuchtwiesen und Mooren. Prioritär wurden daher die Flussabschnitte mit historischen Vorkommen der Zielarten und auf Luftbildern gut erkennbaren Kiesbänken, die Voraussetzung für entsprechende Standortbedingungen, abgesucht.

Ausgehend von den Kiesbänken in den jeweiligen Untersuchungsbereichen wurde die Aue systematisch untersucht; beweidete oder dicht bewaldete Flächen wurden ausgeschlossen. Innerhalb der ausgewählten Strukturbereiche wurden die Flächen im Zickzack-Muster in 3–5 m breiten Korridoren abgelaufen (vgl. Reich et al. 2008, Zehm et al. 2010) und alle Vorkommen der Zielarten aufgenommen (Abb. 2.2b). Die Geländeaufnahmen erfolgten von Mai bis Oktober 2017.



**Abbildung 2.2a** Flussabschnitte, die aufgrund fehlender Habitate nicht für das Vorkommen der Zielarten geeignet waren, wurden vor der Feldarbeit von einer näheren Untersuchung ausgeschlossen. Zu diesen Abschnitten zählten Stadtgebiete, kanalisierte Strecken sowie naturnahe Flussverläufe ohne Kiesbänke. Es wurden die Flussabschnitte abgesucht, von denen historische Vorkommen der Zielarten bekannt waren und wo Kiesbänke in Luftbildern erkennbar waren.



**Abbildung 2.2b** Beispiel für die systematische Begehung von Kiesflächen der Oberen Isar in 3–5 m breiten Korridoren. Die Fundpunkte außerhalb der Kiesbank wurden durch ein ähnliches Vorgehen erfasst, Waldbestände dagegen ausgespart.

### Deutsche Tamariske

Jede Tamarisken-Pflanze wurde mit einem GPS-Punkt aufgenommen und folgende Größen notiert:

- Höhe
- Entwicklungsstadium: jung, adult und blühend, adult und nicht blühend
- Anteil abgestorbener Äste (% Totholz) unabhängig von der Größe der Pflanze

Alle Pflanzen  $\leq 30$  cm wurden als ‚Jungpflanzen‘ definiert, da bei dieser Größe mit einer hohen Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden kann, dass es sich um maximal 1–2-jährige Individuen handelt.

### Uferreitgras

Bei der Kartierung des Uferreitgrases wurde zwischen Einzelvorkommen und geschlossenen Beständen unterschieden, die als Punkte bzw. als Polygone definiert wurden. Ihre Fläche wurde geschätzt und die durchschnittliche Anzahl pro Quadratmeter durch Auszählung (bei kleineren Mengen) bzw. Schätzung bestimmt. Weiterhin wurden die durchschnittliche Bestandshöhe sowie der Anteil blühender Pflanzen aufgenommen, um eine Abschätzung zum Verjüngungspotential zu treffen. Für eine vereinfachte Darstellung der Bestandssituation wurden die Bestandsgröße in Kategorien zusammengefasst: mittlere Bestandsdichten umfassen bis zu 10.000 Pflanzen, hohe Bestandsdichten zählen mehr als 10.000 (bis max. rund 63.000) Uferreitgraspflanzen.

### **Zwergrohrkolben**

Der Zwergrohrkolben ist bereits seit den 1980er Jahren des letzten Jahrhunderts in Bayern ausgestorben (Müller 1991). Allerdings gibt es in Österreich direkt an der Grenze in einem Kieswerk bei Unterpinswang seit 2003 eine in-situ Erhaltungskultur. Von hier könnte die direkt anschließende 3 km lange Fließstrecke in Deutschland besiedelt werden. Die Erfassungsmethodik für den Zwergrohrkolben war dieselbe wie beim Uferreitgras.

### **Starkbeborstete Sklavenameise**

Ähnlich wie bei den floristischen Zielarten wurden die Kiesbänke in den ausgewählten Untersuchungsbereichen nach Ameisennestern abgesucht. Allerdings war hier keine flächendeckende Erfassung möglich, weil in manchen Fließgewässerabschnitten auch die sehr ähnlichen Arten *F. cinerea* und *F. fuscocinerea* auftreten und zum Teil sogar gemeinsam mit *F. selysi* vorkommen können (Lude et al. 1996). Eine sichere Artbestimmung im Gelände ist nicht möglich, es müssen stattdessen Belegexemplare gesammelt und unter dem Binokular bestimmt werden. Auch eine Zuordnung der Nester über ihre Bauweise hat sich bei der aktuellen Kartierung als unmöglich herausgestellt. Die Kiesbänke wurden deshalb in Transekten abgegangen. Das erste gefundene Nest wurde beprobt, dann mindestens 50 m weitergegangen, dann das nächste Nest beprobt. Das wurde solange fortgeführt, bis an dem jeweiligen Gewässerabschnitt fünf bis zehn Nester beprobt waren. Damit sollte sichergestellt werden, dass a) bei großen Kolonien nicht mehrere Nester derselben Kolonie untersucht wurden und b) ein repräsentativer Querschnitt der Untersuchungsbereiche erfasst wurde. Stark bewachsene Flächen (Deckung >80 %) konnten auf Grund der Ergebnisse von Lude et al. (1996) von der Suche ausgeschlossen werden.

Jedes erfasste Nest wurde über GPS verortet, fotografiert, die Deckung der Vegetation im Umfeld geschätzt und die Substratzusammensetzung in groben Kategorien beschrieben. Aus jedem Nest wurden dann fünf Arbeiterinnen in Alkohol (100%ig) überführt und später im Labor unter dem Binokular (Leica, Vergrößerung: 10–64x) bestimmt. Die Bestimmung erfolgte nach Seifert (2003, 2007). Die Geländeaufnahmen erfolgten von Ende Mai bis Anfang September 2017. Aus der bei den Feldarbeiten beobachteten Dichte an Ameisennestern und den Ergebnissen der Artbestimmung wurde für jeden Gewässerabschnitt die Nesterdichte in zwei Kategorien eingeteilt:

- a) Geringe–mittlere Dichte: nur wenige Nester (<5) auf einzelnen Kiesbänken, oder große Abstände (>50 m) zwischen den Nestern.
- b) Hohe Dichte: Abschnitte, in denen nur *F. selysi* nachgewiesen wurde und bei denen der Abstand zwischen den Nestern deutlich unter 50 m lag.

### **Abschätzung Verjüngungspotential und Vitalität der Bestände**

Bei der Tamariske wurde anhand der Menge an Jungpflanzen das Verjüngungspotential abgeschätzt. Beim Uferreitgras wurde die durchschnittliche Bestandshöhe sowie der Anteil blühender Pflanzen aufgenommen, um eine Abschätzung zum Verjüngungspotential treffen zu können. Auch die Größe und Dichte einer Population kann in Ergänzung zur Struktur als

Maß für deren Vitalität dienen. Es sollte beachtet werden, dass natürliche jährliche Schwankungen im Reproduktionserfolg zu einer Unter- aber auch Überschätzung des Verjüngungspotentials an einigen Standorten führen können. Verlässliche Aussagen zur demographischen Entwicklung sind nur durch eine Beobachtung über mehrere Vegetationsperioden hinweg möglich.

Für die Sklavenameise gibt es bisher keine Methode zur Bestimmung der ‚Vitalität‘ einer Population. Die Nestdichte kann aber zur Abschätzung herangezogen werden.

### 2.3 Vorgehensweise bei der Gefährdungsanalyse und Bewertung

Die Einschätzung des Gefährdungsgrads der Populationen basierte im Wesentlichen auf den erfassten Bestandsgrößen und der Verjüngungssituation. Je kleiner eine Population ist, umso größer ist das Risiko des Aussterbens. Auch Isolation oder eine geringe räumliche Ausdehnung erhöhen den Gefährdungsgrad. Anhand dieser Größen wurde der Gefährdungsgrad der Zielartenpopulationen eingeschätzt. Bei der Deutschen Tamariske wurde außerdem der Anteil an jungen und blühenden Pflanzen in die Abschätzung einbezogen. Wenn die Tamarisken-Bestände zwar groß sind, aber keine nennenswerte Verjüngung auftritt, liegt trotzdem ein höherer Gefährdungsgrad vor. Bei kleinen Populationen und Populationen ohne Verjüngung werden daher bestandsstützende Maßnahmen empfohlen. Ist die jeweilige Art von einem Flussabschnitt verschwunden, an dem ehemalige Nachweise existieren, kann eine Wiederansiedlung empfohlen werden. Die Voraussetzungen für eine Umsetzung und ggf. weitere notwendige Maßnahmen sind je nach Fluss und Flussabschnitt unterschiedlich und werden gesondert aufgeführt. Bei Flussabschnitten, an denen keine historischen Vorkommen verzeichnet sind, oder die zu stark degradiert wurden, wird eine Wiederansiedlung als unrealistisch eingestuft.

Da die Bestände über das fließende Wasser und auch windverbreitete Samen miteinander in Verbindung stehen, kann nicht im engeren Sinne von getrennten Populationen gesprochen werden, auch wenn Querbauwerke Ausbreitungshindernisse darstellen.

### 2.4 Aktuelle Renaturierungsprojekte

Neben wenigen Veröffentlichungen zu Flussrenaturierungen im Projektgebiet waren die wichtigsten Quellen die persönlichen Auskünfte und Unterlagen der Wasserwirtschaftsämter und Unteren Naturschutzbehörden. Planungsaktivitäten konnten durch die Bereitstellung der Gewässerentwicklungskonzepte (GEK) und Umsetzungskonzepte nachvollzogen werden, auch wenn meist keine Informationen zum Umsetzungsstand verfügbar waren.

Von den zahlreichen Projekten wurden stellvertretend diejenigen ausgewählt, die von ihrem Umfang und Maßnahmentyp potentiell zur Habitatverbesserung für die Zielarten beitragen konnten. Zu diesen Maßnahmen zählen solche, die zu einer Entstehung von Kiesflächen und anderen Pionierhabitaten geführt hatten. Die landschaftliche Entwicklung der Flussabschnitte nach den Renaturierungsmaßnahmen wurde beispielhaft mithilfe von historischen und aktuellen Luftbildreihen nachvollzogen.

## 2.5 Bisherige Erfahrungen zur Wiederansiedlung der Zielarten im Alpenraum

Basierend auf einer aktuellen Literaturlauswertung (Wittmann & Müller 2016 n.p.) wurden alle bislang gut und länger dokumentierten Versuche (s.u.) zur Wiederansiedlung der Tamariske und des Zwergrohrkolbens im Alpenraum zusammengestellt. Zur Wiederansiedlung des Uferreitgrases und der Sklavenameise sind bisher keine Versuche bekannt.

Eine zentrale Frage ist in diesem Zusammenhang, wann eine Wiederansiedlung als erfolgreich bewertet werden kann. Da bisher dazu keine abgesicherten Angaben vorliegen, wurde beim Artenhilfsprogramm für den Zwergrohrkolben im Tiroler Lechtal aus praktischer Erfahrung Werte festgesetzt: Es werden solange Wiederansiedlungen durchgeführt, bis mindestens drei sich selbst erhaltende Populationen mit je 2000 fruchtenden Pflanzen nachgewiesen sind (Müller 2007). Generell ist bei Pflanzen die erste Etablierungsphase erreicht, wenn adulte Pflanzen sich erfolgreich reproduzieren. Bei der floristischen Kartierung Deutschland gelten beispielweise Pflanzen etabliert, wenn sie mindestens 25 Jahre im Gebiet vorkommen und sich spontan fortpflanzen.

Für diese Studie wurden darum nur Ansiedlungen betrachtet die mindestens länger als fünf Jahre zurückliegen, da sich Tamariske und Zwergrohrkolben im Durchschnitt erst ab fünf Jahren reproduzieren. Da der Lebensraum durch stochastische Ereignisse, wie mittlere und größere Hochwasser geprägt ist, sollte der Zeitraum für eine Bewertung länger angesetzt werden. Da bisherige Wiederansiedlungen zu den beiden Arten im Rahmen von Artenhilfsmaßnahmen oder Renaturierungsmaßnahmen stattgefunden haben, hat ein längerfristiges Monitoring von über zehn Jahren nur in wenigen Fällen stattgefunden. Ein weiteres Problem der nachfolgend vergleichenden Bewertung sind die unterschiedlichen Methoden der Erfolgskontrolle.

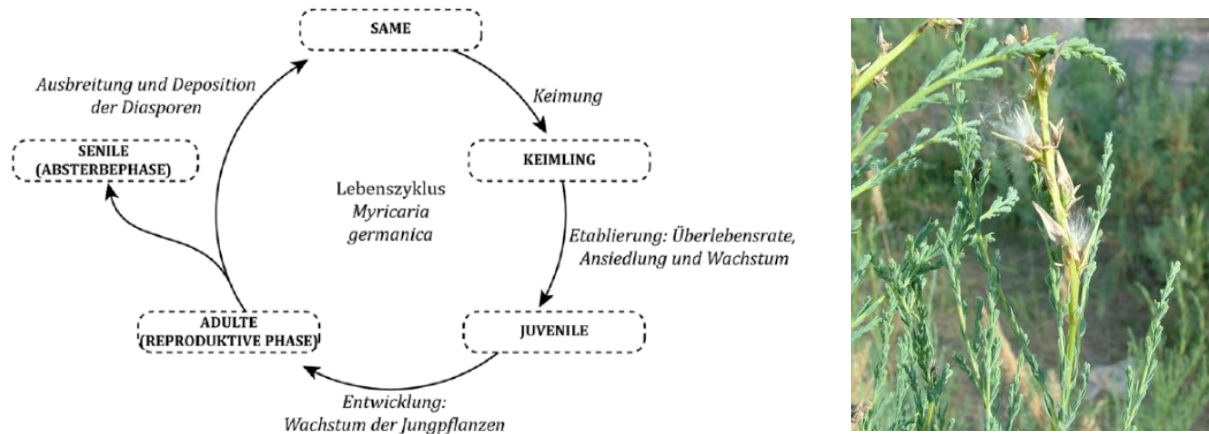
## 3 Deutsche Tamariske (*Myricaria germanica*)

### 3.1 Ökologie, Verbreitung und Rückgang

#### **Ökologie**

Die Deutsche Tamariske ist ein 0,5–2,0 m hoher sommergrüner, ausdauernder Strauch mit starker basitoner Verzweigung und rutenförmigen Ästen. Sie ist eine Art der europäisch-asiatischen Gebirgsflüsse. Das europäische Areal lässt sich in die Teilareale der skandinavischen Gebirge, des Apennin, der Karpaten und der Europäischen Alpen untergliedern. Bisherige phylogeographische Untersuchungen aus dem Alpenraum zeigen, dass bereits einzelne Flusssysteme eine relativ hohe genetische Differenzierung aufweisen (Werth et al. 2014). Bei Isolierung von Populationen durch Dammbau reagieren diese rasch durch genetische Differenzierung und teilweise auch Verarmung, wie auch für die Isar zwischen Mittenwald und Krün gezeigt werden konnte. Die Blütezeit der Deutschen Tamariske dauert von Juni bis September. Die Bestäubung erfolgt bei günstigem Wetter durch Insekten, bei Regen ist Selbstbestäubung möglich (Hegi 1975). Die Kapseln öffnen sich

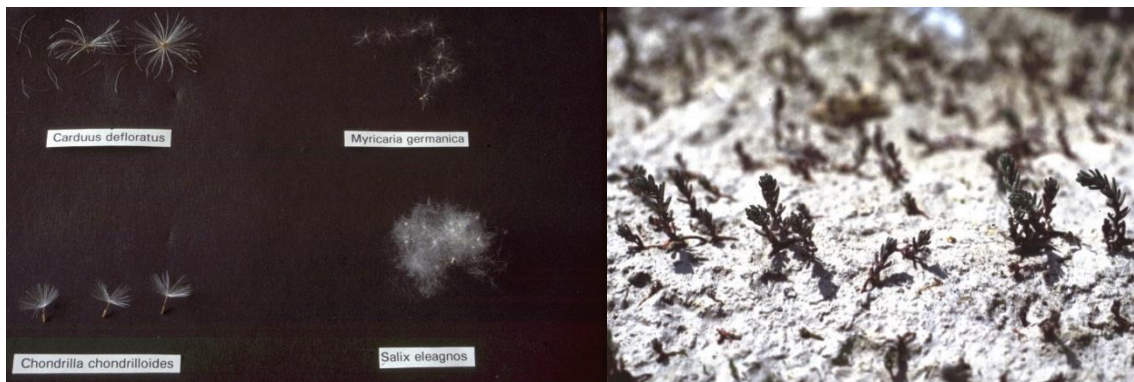
bei Trockenheit (Abb. 3.1a). Die Samen sind typische Schirmflieger und für die Fernausbreitung mittels Wind prädestiniert (Abb. 3.1b). Allerdings fallen die meisten Samen im Umkreis der Mutterpflanze zur Erde (Bill 2000) und bereits ab 50 m geht die Zahl der Diasporen gegen Null (Fink et al. 2017).



**Abbildung 3.1a** Lebenszyklus von *Myricaria germanica* mit Altersstadien und den wichtigsten Funktionen im Ablauf dieser Lebensabschnitte (links, Lener et al. 2013). Fruchtstand der Tamariske (rechts, Foto: N. Müller).

Die Diasporen sind aber auch schwimmfähig. Daher ist auch eine Ausbreitung durch Wasser möglich. Werth et al. (2011) geben Ausbreitungsdistanzen von 8–15 km an. Die Samen keimen innerhalb weniger Stunden fast vollständig. Allerdings nimmt die Keimfähigkeit rasch ab und beträgt nach 2 Wochen nur noch 50 % und liegt nach 12 Wochen bereits <10 % (Bill 2000). Es wird keine dauerhafte Diasporenbank angelegt. Daneben ist auch die vegetative Ausbreitung durch bewurzelnde Sprosstiele möglich.

Für eine erfolgreiche Etablierung sind das Zusammenspiel von Umlagerung, passende Substratbeschaffenheit und damit verbundenem Wasserangebot sowie die Lichtverhältnisse der Kiesbänke von großer Bedeutung (Bill et al. 1997). Obwohl Samen im feuchten Sand rasch und massenhaft keimen, sind günstige Etablierungsvoraussetzungen selten. Die besten Voraussetzungen herrschen nach sommerlicher Hochwasserspitzen und den dann neu entstandenen sandreichen Kiesbänken, die bei ablaufendem Hochwasser günstige Bedingungen für eine massenhafte Keimung bieten.



**Abbildung 3.1b** Diasporen typischer Schirmflieger (links) und Tamarisken-Keimlinge (rechts) (Foto N. Müller).

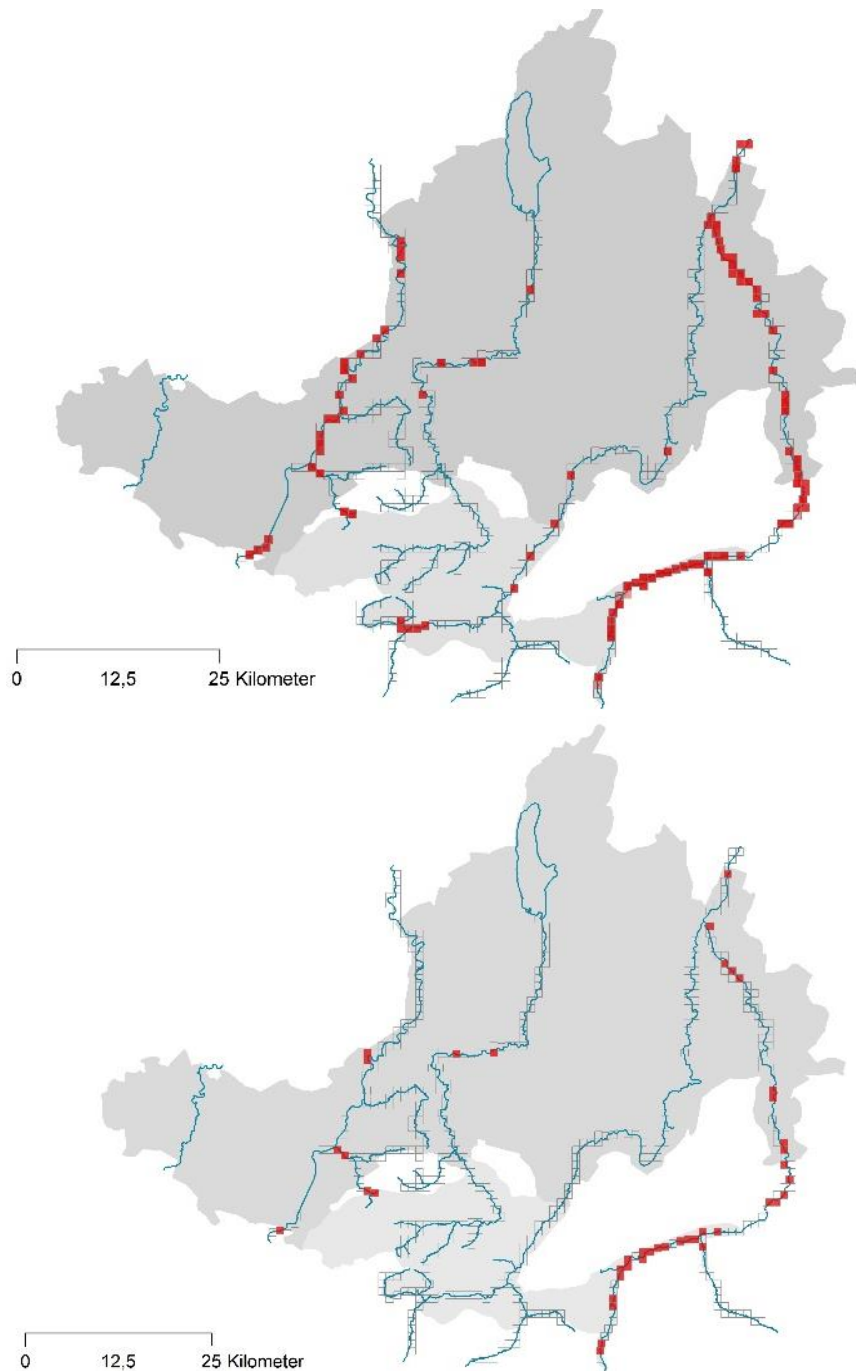
Für die anschließende Entwicklung und Ausbildung längerer Wurzeln müssen allerdings permanent feuchte Standortbedingungen vorliegen, da die Ausbildung der Wurzeln im ersten Jahr sehr langsam verläuft.

Insgesamt sind die zeitlich enge Keimnische, die schnell nachlassende Keimfähigkeit und das langsame Wachstum im ersten Jahr ein Grund für die niedrigen Etablierungserfolge der Deutschen Tamariske (Bill 2000) und verantwortlich für die Konkurrenzschwäche dieser Art gegenüber Weiden (*Salix* spp.) und der Grau-Erle (*Alnus incana*) (Bill et al. 1997). Als adulte Pflanze ist die Deutsche Tamariske jedoch an eine hohe Flusssdynamik und Veränderlichkeit des Standorts besonders gut angepasst. Jungpflanzen und Sträucher widerstehen dank ihrer biegsamen Zweige und fest verankerter Wurzelsysteme auch extremen Hochwässern, und verletzte und überschüttete Pflanzen können innerhalb weniger Wochen wieder austreiben. Beim Rückgang der Flusssdynamik wird die Deutsche Tamariske als konkurrenzschwache Pionierart von Weiden rasch abgelöst und verdrängt. Sie kann sich daher langfristig nur behaupten, wenn vom Fluss immer wieder stärkere Hochwasser ablaufen und dadurch neue geeignete Pionierstandorte geschaffen werden.

### **Historische Verbreitung und Rückgang**

Die historischen Nachweise vor 1945 geben nur unzureichend die ehemalige Verbreitung der Deutschen Tamariske im Hotspotgebiet wieder (Abb. 3.1c). So beschreibt Vollmann (1914), dass die Art in den Alpen und der oberen Hochebene (d.h. bis München) verbreitet auf Kiesbänken der Flüsse und Auen vorkam sowie auch abseits der Flussläufe auf Kiesplätzen. Demnach war die Art ehemals im gesamten Hotspotgebiet an allen größeren Flüssen, wie z.B. Lech, Halblech, Loisach und Isar, durchgehend anzutreffen. Die Zubringerflüsse und -bäche, wie Linder, Neidernach und Halbammer, hat die Deutsche Tamariske dagegen in der nacheiszeitlichen Wiederbesiedlung wahrscheinlich nie erreicht. Trotz günstiger Standortbedingungen, u.a. natürlicher Abfluss- und Feststoffdynamik, sind für diese Gewässer keine Nachweise in der Literatur belegt. Wenige Belege gibt es zur historischen Verbreitung der Tamariske an der Ammer. 1987 wurde sie in der Ammerschlucht südlich der Echelsbacher Brücke nachgewiesen, von 1991 bis 1996 ebenda zwischen Morgenbach und Kalkofensteg und von 1989 bis 1998 auf einer Kiesbank südlich Hohenpeißenberg mit Altwasser (DWB 2018). In der bayerischen botanischen Staatssammlung München gibt es keine Herbarbelege von der Ammer (mündl. Dr. Christian Bräuchler). Es bleibt unklar inwieweit es sich um ehemalige natürlichen Beständen oder Ansiedlungen handelt. Weiterhin ist unklar, woher das Material für die Wiederansiedlung der Tamariske im Bereich der Schnalzaue stammt.

Eine Gegenüberstellung der Nachweise der Tamariske in den Jahren 1970–1999 mit 2001–2015 verdeutlicht, dass infolge des Baus der Staustufen am Lech fast alle Vorkommen bis zum Jahr 2000 erloschen sind. An der Isar ist der deutliche Rückgang der Vorkommen zwischen Lenggries und Mühlthal durch den Geschieberückhalt des Sylvensteinspeichers verursacht. An der Loisach ist der Rückgang als Folge von Regulierungsmaßnahmen zu erklären.



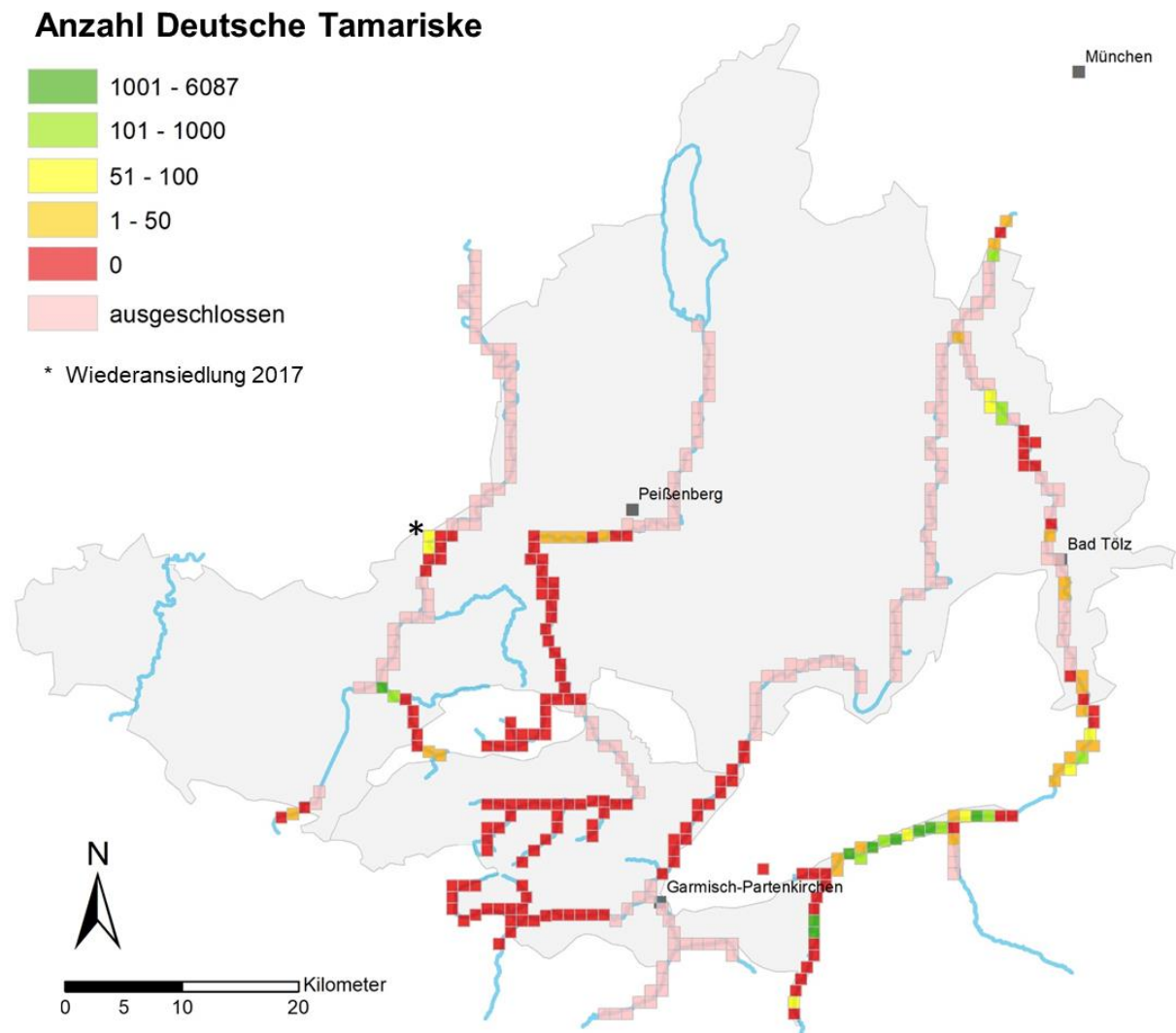
**Abbildung 3.1c** Einzelnachweise der Deutschen Tamariske vor 2000 (oben) und nach 2000 (unten) im Projektgebiet (nach Behrend 2017).

### 3.2 Aktuelle Bestandssituation

Insgesamt wurden im Untersuchungsjahr 2017 ca. 25.000 Individuen der Deutschen Tamariske in den untersuchten Flussabschnitten an Isar, Lech, Halblech und Ammer gefunden (Abb. 3.2a). Die aktuelle Bestandssituation variiert allerdings stark zwischen den Flüssen. Die Hauptvorkommen befanden sich an der Oberen Isar zwischen Mittenwald und Krün, aber auch im Abschnitt zwischen Sylvensteinspeicher und Wolfratshausen, wobei die größten Bestände oberhalb des Sylvensteinspeichers gefunden werden. Unterhalb des



Sylvensteinspeichers bis Lenggries kamen verstreut kleinere Bestände vor. Größere Bestände fanden sich auch in der Ascholdinger Au bei Geretsried. Am Lech war die Deutsche Tamariske nur noch oberhalb von Füssen zu finden. Allerdings wies der Halblech als wichtigster Zufluss des Lechs im Untersuchungsgebiet vor allem im mündungsnahen Bereich eine lokal stark begrenzte, große Tamarisken-Population auf. An der Ammer gab es nur sehr kleine Bestände unterhalb des Schnalzwehres. Die Bestandsgröße an der Ammer war mit rund 35 Individuen verhältnismäßig klein, und es muss davon ausgegangen werden, dass es sich bei diesen um Anpflanzungen der letzten Jahrzehnte handelt. An der Loisach und Neidernach muss die Tamariske weiterhin als verschollen gelten. Die Bestandsituation der Deutschen Tamariske im Untersuchungsgebiet ist somit recht uneinheitlich.



**Abbildung 3.2a** Die aktuelle Verbreitung der Deutschen Tamariske (*Myricaria germanica*) im Hotspotgebiet nach den Bestandserhebungen im Sommer 2017. Große vitale Populationen wurden nur an der Isar gefunden.

An der Isar lässt sich sehr deutlich ein räumliches Muster der Verteilung der Tamarisken-Bestände erkennen. Während oberhalb des Sylvensteinstausees noch sehr große und vitale Populationen vorhanden sind, nimmt die Häufigkeit unterhalb stark ab. Erst in der Ascholdinger Au treten wieder größere Bestände auf. Dieser Abschnitt bei Geretsried ist

flussabwärts der nächste größere Auenbereich mit verzweigtem Lauf der Isar und nennenswerten Vorkommen von Kiesbänken und Pionierstadien. Neben dem Mangel an geeignetem Lebensraum, kann jedoch auch die Barrierewirkung des Stausees eine Etablierung der Tamariske auf flussabwärts gelegenen, möglicherweise passenden Standorten, verhindern.

Bei der Pupplinger Au wurde auf vorliegende Daten zurückgegriffen. Aussagen von den Isar-Rangern bestätigten die Kartierung von Tappert (2013), wonach östlich des Flusslaufs noch rund 10 Individuen stehen, teils in höherem Alter und von Weidengebüschen umgeben. Es wird nicht davon ausgegangen, dass in der Pupplinger Au aktuell noch eine vitale Population der Deutschen Tamariske existiert. Ebenso war es aufgrund der ausgedehnten Tamarisken-Vorkommen nicht möglich, den gesamten Bereich an der Isar zwischen Wallgau und Sylvensteinspeicher zu kartieren. Daher wurden in Anlehnung an Reich et al. (2008) die Bestandsaufnahme in den vier Abschnitten wiederholt (s. Infobox). Die dort erkennbare positive Populationsentwicklung der Tamariske wird stellvertretend für den gesamten Flussabschnitt angenommen.

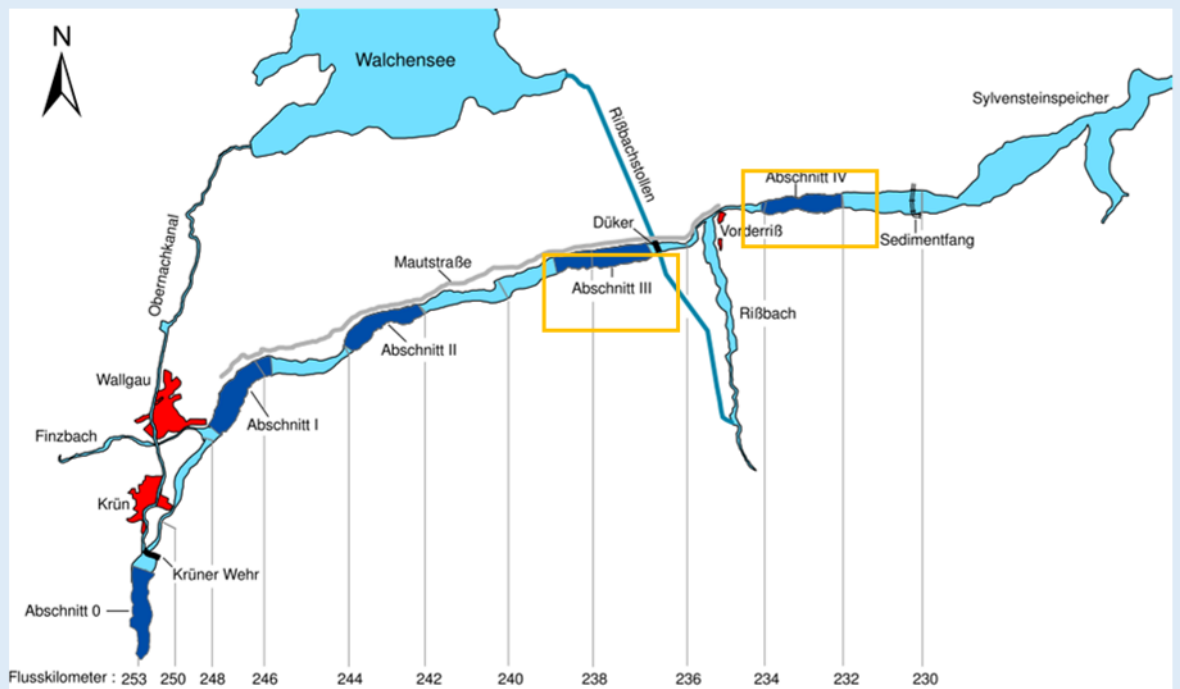
### 3.3 Habitatsituation im Hotspot-Gebiet

Die Habitatverfügbarkeit für die Deutsche Tamariske ist derzeit an den Flüssen im Projektgebiet sehr unterschiedlich und korreliert zumindest teilweise mit den Vorkommen der Art. Die höchste Dichte potentiell gut geeigneter Habitats befindet sich an der Isar oberhalb des Sylvensteinspeichers. Bis auf die ausgebauten Abschnitte im Bereich der Ortschaften Krün und Mittenwald folgen offene Kiesbänke und Kiesbänke mit Pionierfluren relativ dicht aufeinander, sodass ein Austausch zwischen den Teilpopulationen anzunehmen ist. Auch unterhalb des Speichers befinden sich Pionierstandorte und Kiesflächen, jedoch in geringerem Umfang. Bedeutende Abschnitte an der Isar mit Vorkommen der Art sind außerdem die Ascholdinger Au und die Mühlthal-Renaturierungsstrecke.

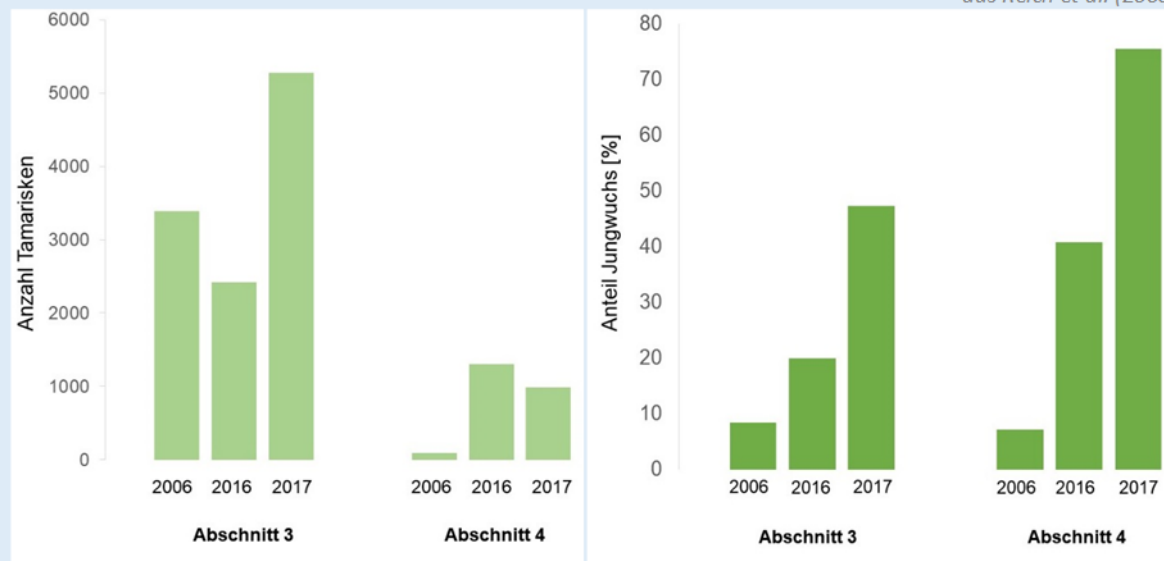
An der Ammer finden sich nur wenige, weit auseinanderliegende offene Kiesbänke, dafür mehrere alte, stark bewachsene Inseln, ebenso wie am Halblech. Dort ist der Abschnitt „Im Laich“ ein wichtiger Umlagerungsbereich. Der Lech weist bis auf den Bereich flussaufwärts von Füssen und bis auf die Litzauer Schleife keine nennenswerten Kiesbänke auf. An vielen Abschnitten von Neidernach, Loisach, Halbammer und Linder befinden sich dagegen große, offene Kiesflächen.

EXKURS: DIE OBERE ISAR ZWISCHEN KRÜN UND SYLVENSTEINSPEICHER

Aufgrund der verbliebenen Dynamik und Natürlichkeit und ihrer hohen naturschutzfachlichen Wertigkeit ist die Ausleitungsstrecke der Isar zwischen Wallgau und Sylvensteinspeicher besonders gut untersucht. Reich (2006) wählte für die Studie zu den Vegetationsverhältnissen der Oberen Isar vier Abschnitte in diesem Bereich aus, in denen die Vorkommen der Deutschen Tamariske detailliert kartiert wurden. Juszczuk (2016) wiederholte diese Kartierung für zwei der Reich'schen Abschnitte, sodass mit den diesjährigen Erhebungen die Populationsentwicklung der Tamariske in diesem Bereich abgeschätzt werden kann (Abb. 3.1d). Während die Gesamtzahl an Tamarisken zwischen Abschnitten über die Jahre hinweg unterschiedlich schwankt, zeigt der Anteil an Jungwuchs einen deutlichen positiven Trend. Im Vergleich von 2006 zu 2017 ist ein Wachstum der Tamariskenpopulation zu beobachten, das sich in Hinblick auf die starke Verjüngung in den nächsten Jahren fortsetzen könnte.



aus Reich et al. (2008)

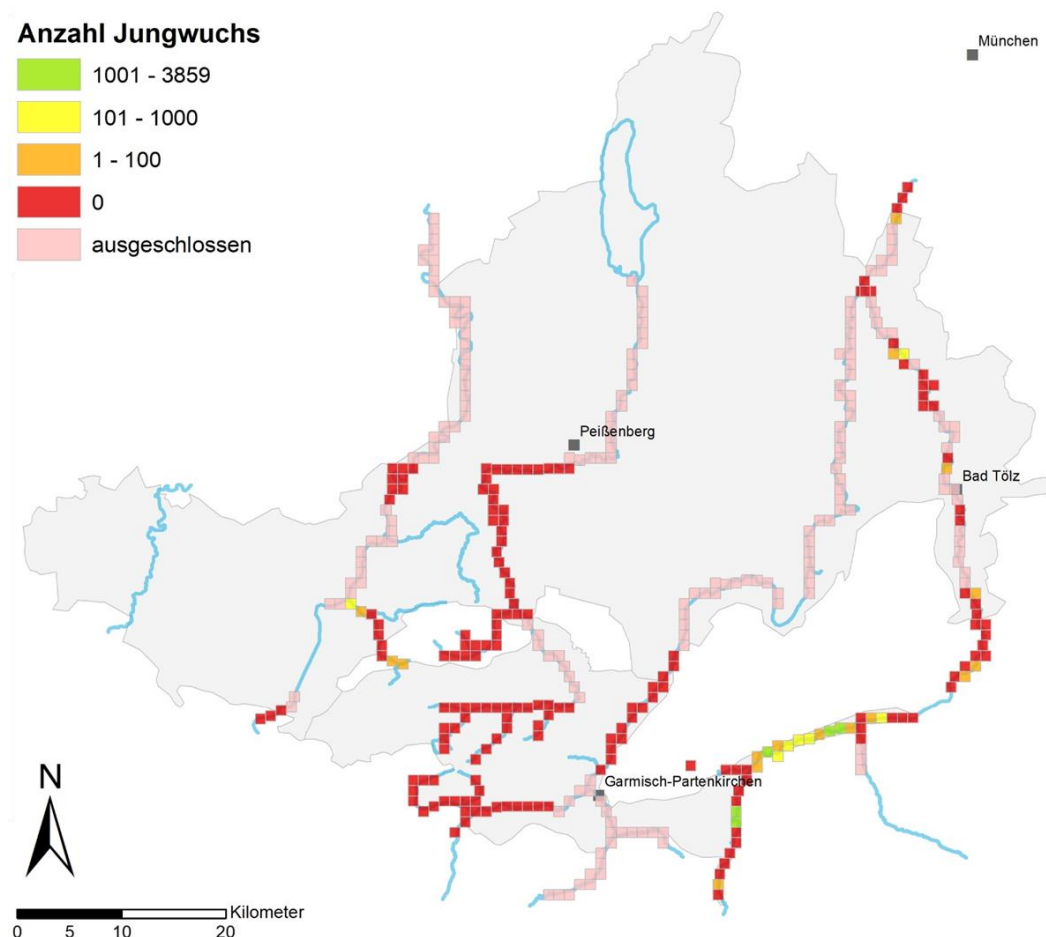


**Abbildung 3.1d** Entwicklung der Tamarisken-Population an der Oberen Isar in den Reich'schen Abschnitten 3 und 4 in den Jahren 2006, 2016 und 2017. Die Gesamtzahl der Tamarisken (links) schwankt unterschiedlich, während der Anteil an Jungwuchs stetig zunahm (rechts).

### 3.4 Gefährdungsanalyse und Handlungsoptionen

Aus der aktuellen Verbreitung der Art und der Habitatverfügbarkeit im Untersuchungsgebiet lässt sich für die Tamariske ableiten, dass Wiederansiedlungsmaßnahmen nur in Verbindung mit der Planung und Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen sinnvoll sind. Dort, wo das Habitatangebot entsprechend groß ist, befinden sich aktuell Bestände, die nicht (prioritär) unterstützt werden müssen.

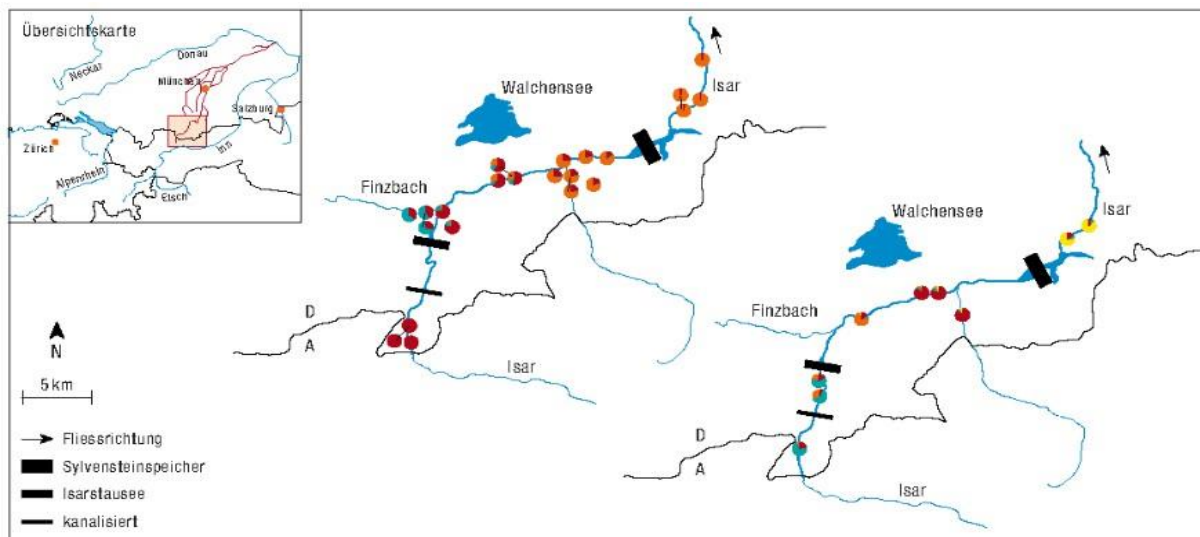
Wichtiger für die natürliche Erhaltung der Populationen als deren absolute Größe ist jedoch das ‚Verjüngungspotential‘. Dieses (und damit auch die Vitalität der Populationen) korreliert mit den Bestandsgrößen: dort, wo die Tamariske häufig und in hoher Dichte vorkommt, findet auch in größerem Umfang Verjüngung statt (Abb. 3.4a). In diesen Fällen kann auch von einem Fortbestand und ggf. von einem Wachstum der Populationen ausgegangen werden, der Gefährdungsgrad ist folglich gering. In einigen Bereichen ist der Anteil der Jungpflanzen jedoch deutlich geringer, wie z.B. an Ammer, Halblech und Isar unterhalb des Sylvensteinspeichers. In diesen Abschnitten wären folglich bestandsstützende Maßnahmen sinnvoll.



**Abbildung 3.4a** Die aktuelle Verbreitung von Jungwuchs (Pflanzen  $\leq 30$  cm) der Deutschen Tamariske (*Myricaria germanica*) im Untersuchungsgebiet nach den Bestandserhebungen im Sommer 2017. Dort wo große, vitale Populationen vorkamen, konnte auch viel Jungwuchs gezählt werden. Es zeigt sich, dass die Bestände an Ammer und Isar unterhalb des Sylvensteinspeichers sich kaum oder gar nicht verjüngen.

Aus genetischen Untersuchungen ist außerdem bekannt, dass sich die Tamariske in verschiedenen Flusssystemen unterschiedlich entwickelt hat und damit flussspezifische genetische Gruppen unterschieden werden können (Werth et al. 2014). Da das Hotspotgebiet innerhalb Deutschlands die größte Bedeutung für die Erhaltung der Deutschen Tamariske hat, sollten Hilfsmaßnahmen für die Art gestartet werden, die darauf abzielen, die flussspezifischen genetischen Gruppen zu sichern und zu stärken.

Außerdem haben Untersuchungen an der Oberen Isar gezeigt, dass Populationen oberhalb und unterhalb des Mitte des letzten Jahrhunderts angelegten Stausees nach 50 Jahren durch genetische Drift bereits deutlich genetisch verschieden sind (Abb. 3.4b). Aus populationsgenetischer Sicht sollten darum die Populationen an der Isar über die Stauseen hinweg wieder vernetzt werden. Für die Tamariske wurden Studien zu genetischen Unterschieden zwischen den Flusssystemen durchgeführt (M. Schödl, mündl.) Danach unterscheidet sich beispielsweise die Ammer-Tamariske signifikant von den Tamarisken an der Isar. Demzufolge könnte die Ammer-Tamariske eine eigene Variation darstellen, und so sollten erweiterte in-situ Erhaltungsmaßnahmen für diese genetische Gruppe geplant werden, die derzeit nur aus rund 35 ausgepflanzten und ca. hundert Pflanzen in Kultur besteht.



**Abbildung 3.4b** Populationsstruktur zweier Wildflussspezialisten der Oberen Isar im Grenzgebiet zwischen Deutschland (D) und Österreich (A). Barrieren sind als schwarze Balken dargestellt. Die farbigen Kreise zeigen die genetische Gruppierung der untersuchten Bestände, links Kiesbankgrashüpfer und rechts Deutsche Tamariske (aus Werth et al. 2012).

### 3.5 Erfahrungen zu Schutz und Wiederansiedlung

#### Bisherige Maßnahmen im Projektgebiet

Folgende Wiederansiedlungsversuche mit der Deutschen Tamariske sind aus dem Hotspotgebiet bekannt:

### Ammer

An der Ammer wurden im Frühjahr 2011 insgesamt 36 Jungpflanzen der Deutschen Tamariske (nicht näher definiert) unterhalb des Schnalzwehrs von Wolfgang und Andreas Kraus ausgepflanzt. Die Standorte wurden in einem Luftbild eingetragen. Am 15.09.2017 pflanzten die Herren Gindhart und Schöler beim Schnalzforsthaus 10 (2–3jährige) Jungpflanzen, verorteten sie mit GIS und legten eine Skizze an. Das Pflanzenmaterial für diese Maßnahme stammt nach Aussagen von F. Gindhart von der Ammer und wurde zwischen 1999 bis 2016 von Hartmut Klonz im Garten kultiviert und nach dessen Tod von F. Gindhart in Kultur übernommen (M. Fischer 2018 mdl.). Dieses Pflanzenmaterial der sog. „Ammertamariske“ sollte auf Grund der langen ex-situ Haltung vor weiteren Wiederansiedlungsversuchen auf seine genetische Vielfalt überprüft werden. Bei beiden Wiederansiedlungsmaßnahmen erfolgte bislang keine Erfolgskontrolle.

### Halblech

Am Halblech wurden am 22.06.2016 durch Karrer, Jungbold, König und Andere vier Stecklinge und 74 (2–4jährige) Jungpflanzen aus dem Mündungsgebiet in den sog. Laich (Aufweitung oberhalb der Ortschaft Halblech) verpflanzt und die Pflanzorte in einem Luftbild vermerkt. Am 21.09.2016 ergab die Kontrolle, dass die Pflanzen in den Seitengerinne sich gut entwickelt hatten und die am Hauptgerinne überschüttet oder abgetragen waren. Ein weiteres Monitoring erfolgte bislang nicht.

Der Tamariskenbestand im Mündungsgebiet des Halblech wurde am 02.12.2009 durch Hack und Schnell kartiert und verortet. Eine Wiederholungskartierung erfolgte am 28.03.2015 durch Loy, Ebelt und Hack. Dabei wurde darauf hingewiesen, dass die Weidensukzession weiter zugenommen hat.

### Lech

Am 09.03.2017 wurden von Harald Jungbold 161 bewurzelte Stecklinge an der Litzauer Schleife an zwei Standorten ausgepflanzt. Die Stecklinge stammten aus dem Botanischen Garten München, wo es eine ex-situ Kultur für die Tamariske aus dem Halblechgebiet gibt. Eine Erfolgskontrolle der Wiederansiedlung steht noch aus (Jungbold 12.2017 in lit). Bereits im Frühjahr 2015 wurde ein Wiederansiedlungsversuch mit ca. 30 Jungpflanzen (2–10 cm hoch) auf einer Kiesbank in der Litzauer Schleife unternommen, wobei sich jedoch keine der Pflanzen etablieren konnte.

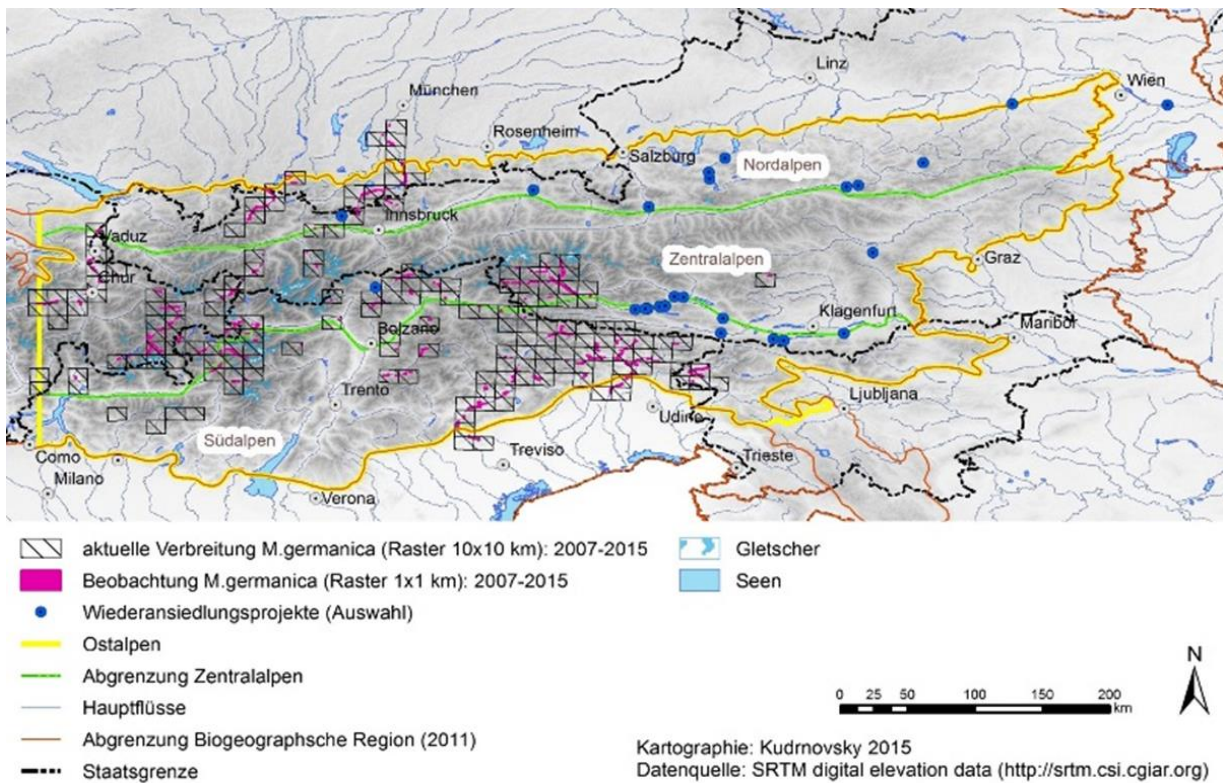
### Isar

In der Ascholdingger Au wurden durch den LBV im Sommer 2016 Weidenentbuschungen zur Unterstützung der letzten Tamarisken durchgeführt.

## **Wiederansiedlungen im Alpenraum**

Die meisten Wiederansiedlungen wurden in Österreich und in den letzten 20 Jahren durchgeführt. Anlass waren Maßnahmen der Wasserrahmenrichtlinie (Kudrnovsky 2015)

und von Life Projekten (Drau). Für Österreich wurde auch zum ersten Mal eine größere Übersicht über die Orte von Wiederansiedlungen sowie eine zusammenfassende Evaluierung dieser Ansiedlungen vorgelegt (vgl. Abb. 3.5 und Kudrnovsky 2015). Eine detaillierte Evaluierung aller Ansiedlungen für Italien, die im Rahmen von wasserwirtschaftlichen Revitalisierungen durchgeführt wurden, liegt von Michielon & Sitzia (2015) vor. Für Deutschland ist nur eine Wiederansiedlung an der Unteren Isar dokumentiert, die zum Ziel hat, durch in-situ Kultur die letzten isolierten Restpopulationen in einer Kiesgrube zu sichern (Scheurer 2017 n. p.).



**Abbildung 3.5** Verbreitung der Deutschen Tamariske im Ostalpenraum und Lage von Wiederansiedlungsprojekten (aus Kudrnovsky 2015).

Für die nachfolgende Übersicht (Tab. 3.5) wurde die Originalliteratur dieser Ansiedlungen gesichtet und nach vergleichbaren Informationen wie Ort, Zeitpunkt, Habitatqualität, Methode, Standort und Stückzahl ausgewertet. Vermerkt ist in der Tabelle (Spalte 6) die Erstbewertung durch die jeweiligen Autoren. Für Österreich und damit den Großteil der Maßnahmen wurde diese Erstevaluierung durch eine spätere Evaluierung von Helmut Kudrnovsky ergänzt (Tab. 3.5, Spalte 7). Dabei wurden von ihm die Flussabschnitte ab 2013 mindestens einmal (meistens mehrmals) durch eine 1-tägige Begehung nach dem Vorhandensein von Tamarisken Pflanzen überprüft und kommentiert vgl. Tab. 3.5 Spalte 7 (Kudrnovsky 2018 in lit.).

Zunächst fällt auf, dass die meisten dokumentierten Wiederansiedlungen kurzfristig erfolgreich waren, über einen längeren Zeitraum betrachtet aber (Spalte 7) als erfolglos klassifiziert wurden, d.h. keine Individuen mehr gefunden wurden. Der Grund für diese hohe

Ausfallquote liegt nach dieser Auswertung vor allem an der bislang bevorzugten Methode, d.h. der Wiederansiedlung mittels Stecklingen und der viel zu geringen Stückzahl der ausgebrachten Verbreitungsagenzien (Stecklinge und Pflanzen). Auch wird anhand der Projektbeschreibungen vermutet, dass die Habitatqualität und/oder die Größe der potentiell besiedelbaren Lebensräume in den vielen Fällen nicht optimal waren.

**Tabelle 3.5** Dokumentierte Wiederansiedlungsversuche mit der Deutschen Tamariske im Alpenraum und ihre Entwicklung.

Erläuterungen zum Tabellenkopf:

1 Fluss/Ort/Habitat:

2 StO Zahl: Anzahl der Standort im Flussverlauf

3 Methode: durchschnittl. Zahl der ausgebrachten Individuen pro Standort: P= kult. Jungpflanzen (2-3 jährig), S = Stecklinge oder Setzlinge, A = Samen (keine Mengenangaben)

4 Ansiedlung: Jahr der Ausbringung

5 Bewertungsjahr und % Anteil der etablierten Individuen pro Standort

6 Literatur zu 1-5

7 Mittelfristige Entwicklung: \* Evaluierung durch eine mindestens 1-malige und 1-tägige Begehung zwischen 2013-2017 durch Helmut Kudrnovsky (Kudrnovsky in lit. 2018)

1 Fluss,Ort,Habitat	2 StO Zahl	3Methode	4 Ansiedlungsjahr	5 Bewertungsjahr-Anwuchserfolg	6 Literatur	7 Mittelfristige Entwicklung *nach Kudrnovsky in lit.
<b>Deutschland</b>						
Isar, Lkr DGF, Kiesgruben	8	45 P	1998-2009	2016: 22 %	Scheuerer 2017	teilweise erfolgreich
<b>Italien</b>						
Provinz Bozen verschiedene Flüsse, renaturiert	28	100 P	1999-2015	2014: 40 %	Michielon & Sitzia 2015	teilweise erfolgreich
<b>Österreich</b>						
Fritzbach, Salzburg, Schotterbecken	1	A	1997	2005: >100% Verjüngung	Wittmannal 2006	*erfolgreich aber lfd Biotoppflege notwendig
Leutascher Ache, Tirol renaturiert	2	37 S	2007	2008: 90 %	Schletterer al 2008	*teilweise erfolgreich aber verbuschend
Obere Drau, Kärnten, renat.	3	40 S	2000	2004: 50 %	Kammerer 2009	*teilweise erfolgreich
Lech, Tirol, natur-nah, renaturiert	1	10 P	2008	2017: 50 % *	Müller 2008	* teilweise erfolgreich aber verbuschend
Lassingbach, Steiermark, naturnah	3	70 S	1998	2004: 30 %	Kammerer 2009	*teilweise erfolgreich /40 Individuen - keine Ausbreitung
Obere Traun, Oberösterreich., naturnah	5	6 P + 6 S	2010	2011: 30 %	Nikowitz 2011	*nicht erfolgreich d. h. keine Individuen mehr gefunden
Möllmündung - Ausleitungsstrecke	7	2 S	2007	2009: 10 %	Egger et al 2010	*nicht erfolgreich
Rosenbach, Kärnten, naturnah	16	2-3 S	2007/8	2009: 5 %	Egger et al 2010	* nicht erfolgreich
U. Vellach, Kärnten, natürlich	12	4 S	2007/8	2009: 5 %	Egger et al 2010	* nicht erfolgreich
Enns NP, Steierm., naturnah	8	4 P	2005	2008: 85 %	Kammerer 2009	*nicht erfolgreich
Obere Mur, Steiermark, reguliert	1	90 S	2000	2002: 0% Hochwasser	Kammerer 2009	*nicht erfolgreich
Donau NP, Niederösterreich, revival.	3	70 S	2002 ff	2005: 0%	Kammerer 2009	*nicht erfolgreich
Gail, Kärnten, naturnah	13	1-2 S	2007	2009: 0%	Egger et al 2010	* nicht erfolgreich
Großache, Tirol, reguliert	1	einige S	2004	?	Kammerer 2009	*nicht erfolgreich
Gr. Dürrenbach, Kärnten, verbaut	6	3 S	2007	2009: 0%	Egger et al 2010	* nicht erfolgreich



### 3.6 Wiederansiedlungskriterien

Aus den bisherigen Erfahrungen lassen sich für zukünftige Ansiedlungen folgende Empfehlungen geben:

#### a) Habitatqualität (Spalte 1)

Wiederansiedlungen sollten nur in naturnahen Strecken, d.h. mit naturnaher Abfluss- und Feststoffdynamik oder in entsprechenden Renaturierungsstrecken durchgeführt werden. Wiederansiedlungen in Gewässer mit Schwall/Sunk-Betrieb sind nicht erfolgreich. Eine weitere zentrale Rolle spielt die ausreichende Größe und Vernetzung naturnaher Flussabschnitte (Werth et al. 2011), wie Wiederansiedlungsversuche an der Oberen Drau gezeigt haben (Egger et al. 2010).



**Abbildung 3.6a** Bislang erfolgreiche Wiederansiedlung der Tamariske an der Drau bei Kleblach (Kammerer 2009). Hier wurden im Rahmen eines Life-Projekts der Flusslauf aufgeweitet und ein Seitengerinne angelegt, an dem die Tamariske inzwischen eine gestufte Altersstruktur aufweist. Es bleibt abzuwarten, ob auf Grund der relativ kleinen Habitatfläche eine längerfristige Etablierung der Art gelingt (13.05.2017 N. Müller).

#### b) Standort (Spalte 2)

Für eine rasche Wurzelbildung und Verankerung von Jungpflanzen ist die Pflanzung in sandig-kiesigem Substrat nahe der Hochwasserlinie günstig. Um das Aussterberisiko bei Hochwasserereignissen zu verringern, sollte in einem Standortgradienten gepflanzt werden und mehrere Standorte im Flussverlauf gewählt werden.

#### c) Wiederansiedlungsmethode (Spalte 3)

Die meisten nicht erfolgreichen Ansiedlungen wurden bisher mit Stecklingen oder Setzlingen (d.h. wurzelnackten Jungpflanzen) durchgeführt. Der geringe Anwuchserfolg von Stecklingen

der Deutschen Tamariske ist experimentell im Gewächshaus sowie im in-situ Experiment belegt (Koch & Kollmann 2012).

Demgegenüber sollte aus naturschutzfachlicher Sicht der Wiederansiedlung mit aus Samen gewonnenen und vorkultivierten 2-jährigen Jungpflanzen der Vorrang gegeben werden. Diese Methode weist bessere Anwuchsquoten auf (z.B. Michielon & Sitzia 2015) als das Ausbringen von Samen (Egger et al. 2010) oder Stecklingen, weil damit die kritischste Phase im Lebenszyklus der Tamariske überbrückt wird. Nur durch diese Methode kann die genetische Vielfalt in ihrer gesamten Breite erhalten werden (s.u.). Genetische Untersuchungen an den wiederangesiedelten Drau-Populationen haben gezeigt, dass durch die klonale Vermehrung (Stecklinge) und eine bereits genetisch verarmte isolierte Spenderpopulation heute ein hoher Anteil an identischen Genotypen anzutreffen ist (Scheidegger & Wiedmer 2014).

#### **d) Genetik-Herkunft, Menge und Qualität des ausgebrachten Pflanzenmaterials**

Bereits beim Sammeln von Samen für die Vermehrung in der ex-situ Kultur sind aus genetischer Sicht folgende Aspekte zu berücksichtigen. Da die Tamariske flussspezifisch und genetisch unterscheidbare Populationen entwickelt (Werth et al. 2012), sollte nur Pflanzenmaterial aus dem gleichen Flusssystem verwendet werden oder, falls die Art dort bereits erloschen ist, die nächste natürliche (vielfältige) Population besammelt werden (vgl. Kapitel *Ökologie der Tamariske*). Um die genetischen Substrukturen innerhalb der Population zu sichern, sollten in großen Populationen über die gesamte Spenderpopulation, d.h. entlang des Flusses Material gesammelt werden. Kleine isolierte Populationen können bereits einen Teil ihrer genetischen Vielfalt innerhalb weniger Jahrzehnte verlieren (Scheidegger & Wiedmer 2014). Im Zweifelsfall sollten vor Vermehrungs- und Wiederansiedlungsprojekten genetische Untersuchungen durchgeführt werden.

Des Weiteren entscheidet über den Erfolg von Wiederansiedlungen die Menge und Frequenz (s.u.) der ausgebrachten Jungpflanzen (Godefroid et al. 2011). Zahlreiche nicht erfolgreiche Wiederansiedlungen, wie z.B. an der Oberen Drau (Egger et al. 2010) und der Enns (Kammerer 2009), wurden mit nur wenigen Jungpflanzen und/oder Stecklingen mit weniger als zehn Individuen versucht und nur einmal durchgeführt.

Das Alter der ausgebrachten Individuen wurde bei Jungpflanzen und Setzlingen bei den meisten Ansiedlungen mit 2–3 Jahre angegeben. Aus langjähriger ex-situ Kultur der Tamariske im botanischen Garten Augsburg und Erfurt ist bekannt, dass man bereits innerhalb von 2 Jahren stattliche Jungpflanzen gewinnen kann (vgl. Abb. 3.6b). Die Tamariske lässt sich problemlos aus erntefrischen Samen und auf reinem Sand innerhalb weniger Tage zur Keimung bringen. Nach 2–3-maligen Pikieren hat man bereits nach einem Jahr Topfpflanzen, die im 2. Jahr stark durchwurzelt sind und nochmals umgetopft werden können.



**Abbildung 3.6b** Aus Samen kultivierte Jungpflanzen des Zwergrohrkolbens und der Deutschen Tamariske nach 1-jähriger Kultur (24.08.2016) im Gewächshaus Erfurt und nach 2-jähriger Kultur (23.08.17) (unten) (N. Müller).

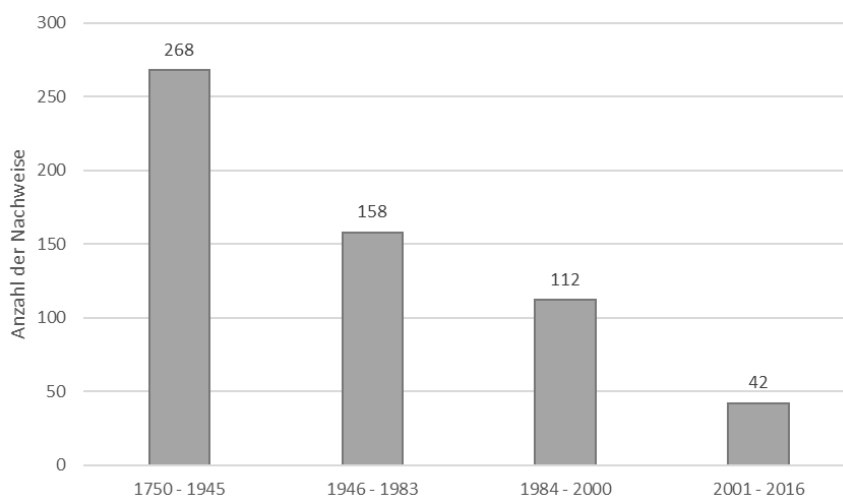
#### **e) Zeitpunkt und Frequenz der Ausbringung und Nachpflege**

Als Zeitpunkt der Anpflanzung wird der Frühsommer nach einem ablaufenden Hochwasser empfohlen, weil dadurch die Jungpflanzen noch längere Zeit zum Wurzelwachstum und Verankerung im Boden haben. Auch wurde beobachtet, dass durch wiederholtes Ausbringen von Jungpflanzen und eine Nachpflege der Etablierungserfolg deutlich erhöht werden kann. Bei der erfolgreichen Wiederansiedlung an der Drau (Kammer 2009) wurden die Jungpflanzen freigestellt, bis eine natürliche Verjüngung eingesetzt hatte (Egger et al 2010).

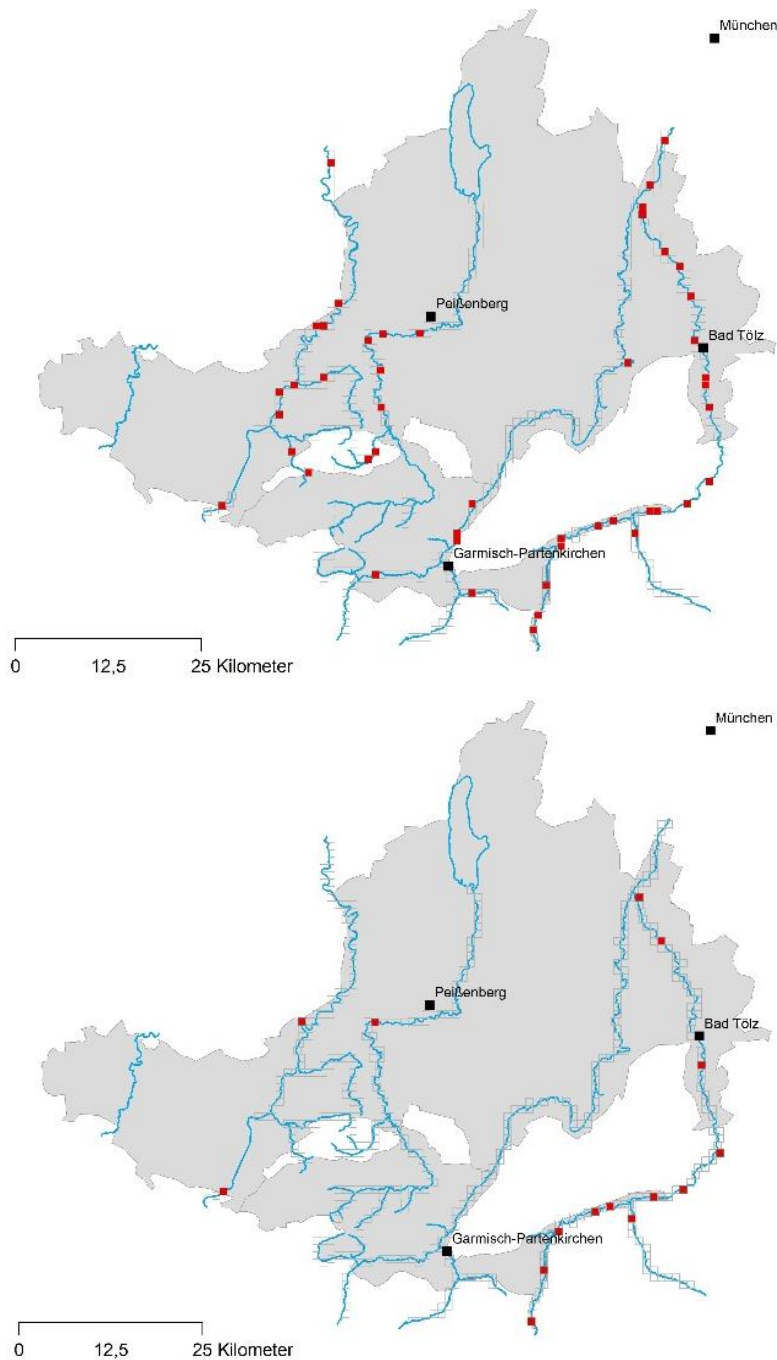
## 4 Uferreitgras (*Calamagrostis pseudophragmites*)

### 4.1 Ökologie, Verbreitung und Rückgang

Das Uferreitgras ist ein 0,5–1,5 m hohes ausdauerndes blau-grünes Gras, das lockere Horste bildet. Innerhalb der untersten Blattscheiden wachsen unterirdische Ausläufer und Erneuerungsknospen, mit deren Hilfe die Pflanze rasch frische Sand- und Kiesflächen in dynamischen Auen besiedeln kann. Das Areal der Sippe reicht von den Gebirgen Europas bis nach Asien (Meusel et al. 1978), wo die Art entlang der Flüsse anzutreffen ist. Besiedlungsdynamik und Biologie der Art wurden von Bill (2000) beschrieben. Ebenso wie Tamariske und Zwergrohrkolben keimt das Uferreitgras sofort auf feuchten Substrat und baut keine Diasporenbank auf. Neben der generativen Vermehrung ist vor allem das rasche klonale Wachstum für eine Besiedlung frisch angelegter sandiger Kiesbänke von Bedeutung. Aufgrund der Angaben in alten Floren (z.B. Vollmann 1914) ist davon auszugehen, dass das Uferreitgras ebenso wie die Tamariske an den großen Flüssen durchgehend vorhanden war und auch in höheren Individuenzahlen aufgetreten ist. Allerdings lässt die Frequenz der Nachweise in den einzelnen Epochen einen deutlichen Rückgang der Art im Gebiet und in Bayern erkennen (vgl. Abb. 4.1a-b). Besonders drastisch ist der Rückgang am gesamten Lech infolge der fast durchgängigen Stauseenkette, wo die Art ebenso wie die Tamariske heute auf weiten Strecken fehlt. Allerdings fällt auf, dass das Uferreitgras nach Eingriffen in Wasser- und Geschiebehalt sich deutlich länger hält als der Zwergrohrkolben und die Deutsche Tamariske. So sind an der Litzauer Schleife Zwergrohrkolben und Tamariske infolge der reduzierten Flusssdynamik (Bau des Forggensees 1950) und des Schwellbetriebs bereits seit den 1980er Jahren verschwunden, während das Uferreitgras erst ab ca. 2005 dort verschwunden ist (N. Müller, pers. Beobachtungen).



**Abbildung 4.1a** Anzahl der Nachweise des Uferreitgrases in vier unterschiedlichen Zeitspanne. Im Vergleich der letzten beiden Zeitspannen deutet sich ein Rückgang der Art an (Burkel 2017).



**Abbildung 4.1b** Die Nachweise des Uferreitgrases im Untersuchungsgebiet 1750–1999 (oben) sowie 2000–2016 (unten) (nach Burkel 2017).

## 4.2 Aktuelle Bestandssituation

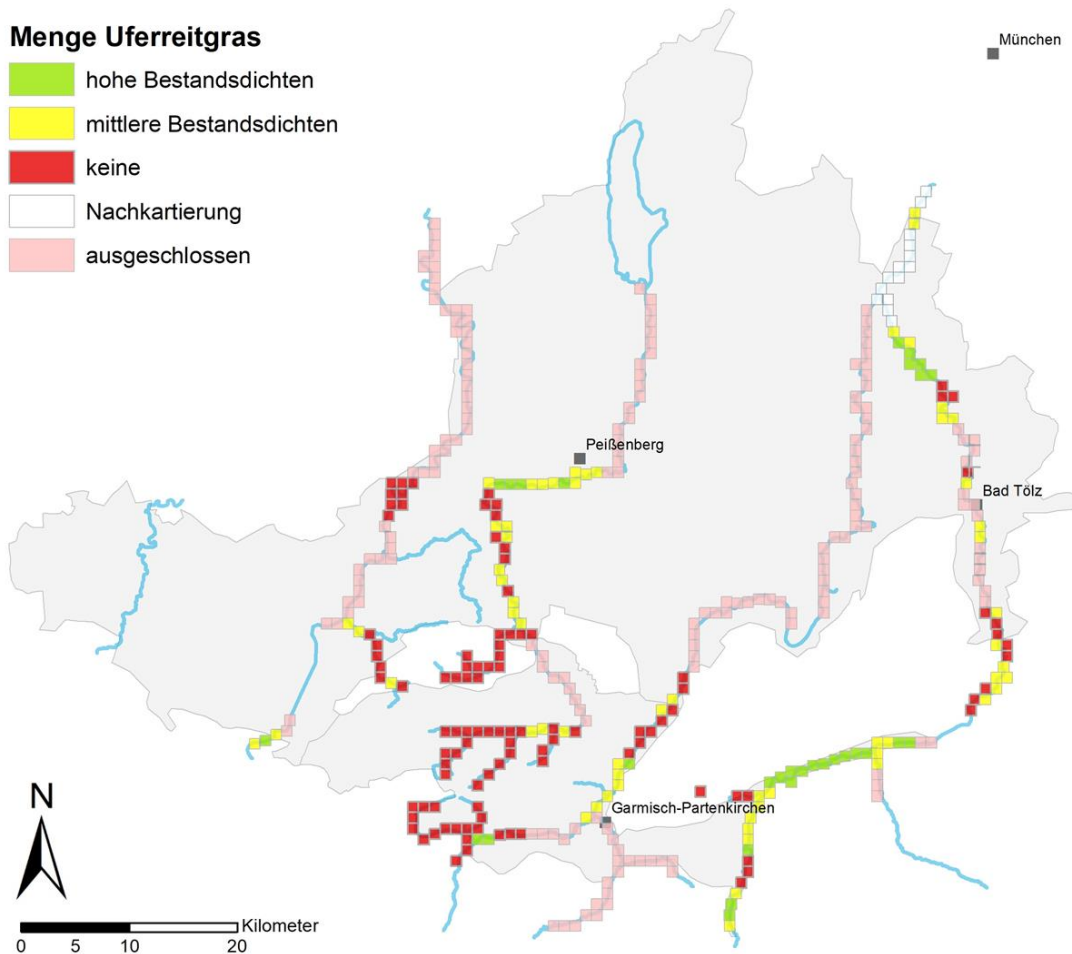
Insgesamt wurden Bestände des Uferreitgrases an allen großen Flüssen im Hotspotgebiet gefunden. Besonders große Bestände konnten am Füssener Lech, in der Schnalzaue der Ammer und an der Isar von Landesgrenze bis zum Sylvensteinspeicher und in der Ascholdinger Au aufgenommen werden (Abb. 4.2). Weniger dichte und vereinzelt Bestände wurden an Linder, Neidernach und Loisach (bis Oberau) und Halblech kartiert. Da die historischen Erhebungen zum Vorkommen des Uferreitgrases in der Regel nur

Präsenzkartierungen (Quadrantennachweise und Vegetationskartierungen) waren und flächendeckende detaillierte Daten fehlen, kann die aktuelle Erhebung in Bezug auf eine Bestandsentwicklung nur begrenzt angewendet werden. Nach persönlichen Einschätzungen von Norbert Müller hat jedoch im Bereich der Oberen Isar (Wallgau-Rißbach) die Menge an Uferreitgras seit Erhöhung der Restwassermenge stark zugenommen. Möglicherweise lässt sich diese Entwicklung auf einen höheren Eintrag an Feinmaterial und Sand infolge der nur unvollständigen Spülung des Krüner Wehrs zurückführen.

Ebenso wie bei der Tamariske gibt es einen räumlichen Trend in der Verbreitung des Uferreitgrases. Unterhalb der großen Stauseen ist die Häufigkeit deutlich geringer, was zum einen durch die Barrierewirkung und zum anderen durch den Verlust geeigneter Habitatstrukturen unterhalb der Staustufen erklärt werden kann. Die Vitalität der Bestände lässt sich weniger leicht einschätzen als bei der Tamariske, da Jung- und Altpflanzen kaum unterschieden werden können. Die Größe der Bestände ist daher einziger verlässlicher Indikator für die aktuelle Situation des Uferreitgrases an den jeweiligen Flussabschnitten.

#### 4.3 Habitatsituation im Hotspot-Gebiet

Nahezu alle naturnahen Umlagerungsstrecken mit Kies- und Sandbänken sind aktuell vom Uferreitgras besiedelt. Nur an wenigen Flussabschnitten bleiben die Bestandsdichten hinter den aus der Luftbildinterpretation entstandenen Erwartungen zurück, wie z.B. an der Isar zwischen Sylvensteinspeicher und Bad Tölz, sowie an Halblech und Loisach. Ein Grund ist möglicherweise der geringere Feinsedimentanteil an diesen Abschnitten, bedingt durch die natürliche Geschiebesituation der Oberläufe (Halblech, Loisach) oder den Geschieberückhalt an den Stauseen. Weiterhin kann auch ein geringer Samennachschub von flussaufwärts zu einer geringeren Besiedlungsdichte führen. Insgesamt gibt es wenige Habitate, die potentiell geeignet erscheinen und an denen kein oder wenig Uferreitgras gefunden wurde. Selbst in stärker verbauten Flussabschnitten kann sich das Uferreitgras auf Feinsedimentablagerungen zwischen Flussbausteinen halten (Neukirchen 2018). Unter verbesserten Bedingungen kann daher von einer schnellen selbstständigen Besiedelung neu geschaffener Standorte ausgegangen werden.



**Abbildung 4.2** Die aktuelle Verbreitung des Uferreitgrases (*Calamagrostis pseudophragmites*) im Hotspotgebiet nach den Bestandserhebungen im Sommer 2017. Große vitale Populationen wurden an Ammer, Isar und wenigen Abschnitten der Loisach gefunden.

#### 4.4 Gefährdungsanalyse und Handlungsoptionen

Für das Uferreitgras konnten aktuell keine gefährdeten Bestände identifiziert werden. Die geringe Größe der Bestände an Halblech und Loisach sind wahrscheinlich natürlich. Die Vitalität bzw. das Verjüngungspotential lässt sich im Vergleich zur Tamariske für das Uferreitgras schwer abschätzen. Aus Gewächshausversuchen und Freilanduntersuchungen kann jedoch gefolgert werden, dass dem klonalen Wachstum eine wesentliche Rolle bei der Etablierung zukommt (R. Harzer, unveröff. Daten). Das Etablierungspotential des Uferreitgrases wird somit als hoch eingeschätzt, da es in seinem Lebenszyklus weniger auf die erfolgreiche Keimung und Etablierung von Keimlingen angewiesen ist als die beiden anderen Wildflussspezialisten. Eine Verbesserung des Gefährdungsstatus kann langfristig durch Habitatwiederherstellung erreicht werden. Die Bestände sollten dennoch überwacht werden.

## 4.5 Erfahrungen zu Schutz und Wiederansiedlung im Alpenraum

Dokumentierte Artenhilfsmaßnahmen und Wiederansiedlungen für das Uferreitgras sind bisher nicht bekannt. Einige Kenntnisse zur Biologie liegen jedoch bereits vor. So kommt die Art wie der Zwergrohrkolben rasch zur Keimung und hat eine kurzlebige Diasporenbank. Nach einem Hochwasser können über Rhizome rasch größere, vorzugsweise sandige Flächen besiedelt werden (Bill 2000). Im Gewächshaus der FH Erfurt konnten aus im Herbst 2016 an der Ammer gesammelten Samen bereits im Folgesommer stattliche Jungpflanzen herangezogen werden. Eine ex-situ Kultur zur Gewinnung von Jungpflanzen ist deshalb relativ problemlos. Eine Vermehrung ist besonders einfach über die Vereinzelnung von Ausläufern, die sich im Gewächshaus innerhalb weniger Wochen zahlreich bilden. Dafür eignen sich große, flache Schalen, die das horizontale Wachstum fördern. In sandigem Substrat wurden höhere Wachstumsraten gemessen, als in kiesigem (R. Harzer, unveröff. Daten).

## 4.6 Wiederansiedlungskriterien

Grundsätzliche Voraussetzung für eine Wiederansiedlung ist zunächst das Vorhandensein geeigneter potentieller Habitats, auf denen eine vitale Population des Uferreitgrases langfristig existieren kann. Aus den Beobachtungen während der Kartierung und der Literaturrecherche kommen als Standorte Kiesbänke in Frage mit:

- Substrat mit hohem Sandanteil, wenig Schluff und Geröll;
- weitgehend offenen Bereichen mit lockerer Vegetation im Pionierstadium;
- Rinnenstrukturen, die auf entsprechende Abflussvariationen hinweisen;
- ein Mosaik aus vegetationsfreien Bereichen, Pionierstadien und Weidengebüschen.

Das Standortsspektrum des Uferreitgrases ist größer als das der Deutschen Tamariske. Insgesamt kommen daher alle Standorte, die geeignet für die Deutsche Tamariske sind, auch für das Uferreitgras in Frage. Wichtig ist ein entsprechender Feinsedimentanteil im Geschiebe.

Ebenso wie bei der Tamariske sollte die Pflanzung zu Beginn der Vegetationsperiode erfolgen, sodass genügend Zeit für eine Etablierung der Wurzeln und Ausläuferausbildung bleibt vor einer möglichen Trockenperiode im Hochsommer.

## 5 Zwergrohrkolben (*Typha minima*)

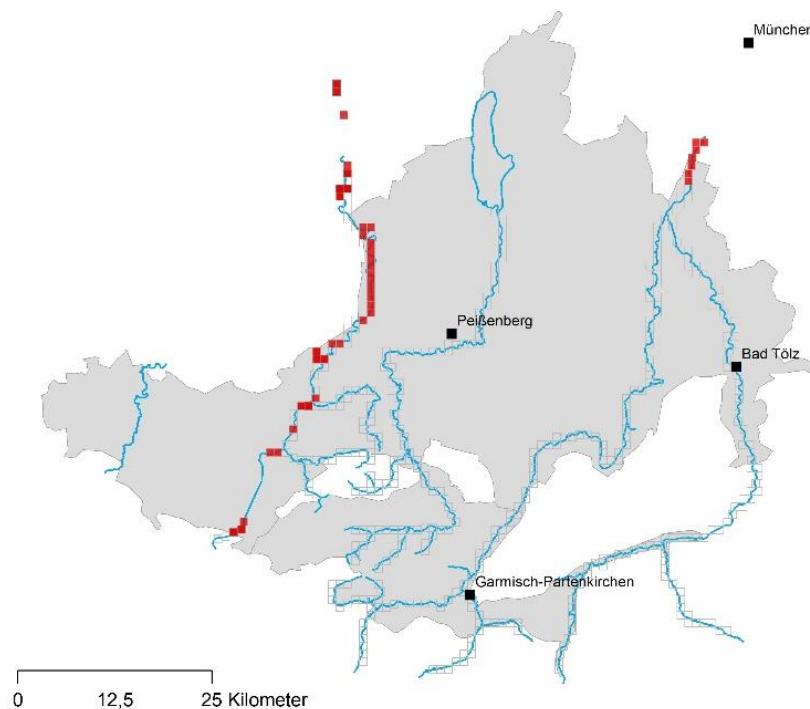
### 5.1 Ökologie, Verbreitung und Rückgang

Der Zwergrohrkolben ist ein 0,5–1,0 m hoher Rhizomhemikryptophyt. Die 5–8 mm dicken Ausläufer kriechen bis zu 20 cm tief und steigen dann wieder bogig auf. Die 4–6 Laubblätter finden sich in der Regel nur an sterilen Trieben. Der Stängel der fertilen Pflanzen ist unbeblättert und am Grunde von meist spreitenlosen weiten Scheiden umgeben. Der Zwergrohrkolben hat in der Regel einen kurzen und fast eiförmigen weiblichen Kolbenabschnitt, der ihn deutlich von den anderen Rohrkolben-Arten unterscheidet. Das



Areal des Zwergrohrkolbens reicht über die Gebirge Europas bis zu den Gebirgen Asiens (Müller 1991). Ebenso wie bei der Deutschen Tamariske zeigen erste genetische Untersuchungen im Alpenraum, dass sich die Populationen einzelner Flusssysteme deutlich unterscheiden (Csenscics & Holderegger 2014). Über die Biologie der Art ist durch zahlreiche Untersuchungen und Artenhilfsprogramme in der Schweiz und Österreich der Kenntnistand fortgeschritten (Csenscics et al. 2007, Müller 2007).

Der Zwergrohrkolben ist Ende des letzten Jahrhunderts in Bayern ausgestorben (Müller 1991). Ehemals war die Hauptverbreitung der Art in Deutschland an Lech und Inn und reichte über die Donau bis über Wien hinaus (Müller 1991). Innerhalb Bayerns befanden sich die größten Populationen am Inn, da durch den hohen Sandanteil der Alluvionen die Art wie das Uferreitgras stark gefördert wurde. Durch die Umwandlung von Lech und Inn in eine Stauseenkette wurden diese größten Populationen im Ostalpenraum fast vollständig vernichtet. Nur in Tirol nahe der deutsch-österreichischen Grenze gibt es noch zwei natürliche Populationen, die seit 2003 durch Artenhilfsmaßnahmen gestützt werden (Müller 2007). Von der Isar liegen nur zwei Herbarbelege, gesammelt bei Schäftlarn (1885 und 1913), vor (Fleischmann 2017 in lit.), sodass anzunehmen ist, dass hier nie größere Populationen waren.



**Abbildung 5.1a** Die Nachweise des Zwergrohrkolbens im Projektgebiet 1750–1990 (Daten: DWB 2016 und Fleischmann in lit. 2017). Nach 1990 existieren keine Nachweise mehr in Bayern.

## 5.2 Aktuelle Situation im Projektgebiet

Der Zwergrohrkolben konnte im untersuchten Gebiet nicht gefunden werden. Auch im ehemaligen Hauptverbreitungsgebiet entlang des Lechs konnten keine Nachweise erbracht werden. Am Lech südlich von Füssen befinden sich grenznah auf österreichischem

Staatsgebiet eine in-situ Erhaltungskultur für die Art, sowie mehrere natürliche Populationen und Wiederansiedlungen (Müller 2007, Csencsis & Müller 2015), von der nach Renaturierung der deutschen Lechstrecke eine Wiederbesiedlung denkbar wäre (siehe unten).

### 5.3 Gefährdungsanalyse und Handlungsoptionen

Der Zwergrohrkolben ist im Projektgebiet nicht mehr vorhanden; zum Artenschutz müssten daher Wiederansiedlungsmaßnahmen durchgeführt werden. Da großflächig keine Habitate mehr vorhanden sind, sollten Renaturierungsmaßnahmen zur Lebensraumwiederherstellung abgewartet werden. Im Rahmen des Tiroler Life Projektes II ist eine Renaturierung der deutschen Lechstrecke oberhalb Füssens geplant. Dann bestehen wahrscheinlich hier für die Wiederansiedlung des Zwergrohrkolbens günstige Bedingungen.

### 5.4 Erfahrungen zur Wiederansiedlung

Die ältesten Versuche einer Wiederansiedlung von Wildflusspflanzen im Alpenraum liegen vom Zwergrohrkolben vor. Räumlich und zeitlich korrelieren diese Maßnahmen deutlich mit dem Ausbaugrad der alpinen Fließgewässer und dem Rückgang der Art, der in den Zentral- und Ostalpen wie Schweiz und Österreich deutlich früher war und weiter fortgeschritten ist als in den Westalpen (vgl. Abb. 5.4). Vor allem in den Westalpen gibt es heute noch größere vernetzte Populationen der Art an Arve, Isere und Durance.

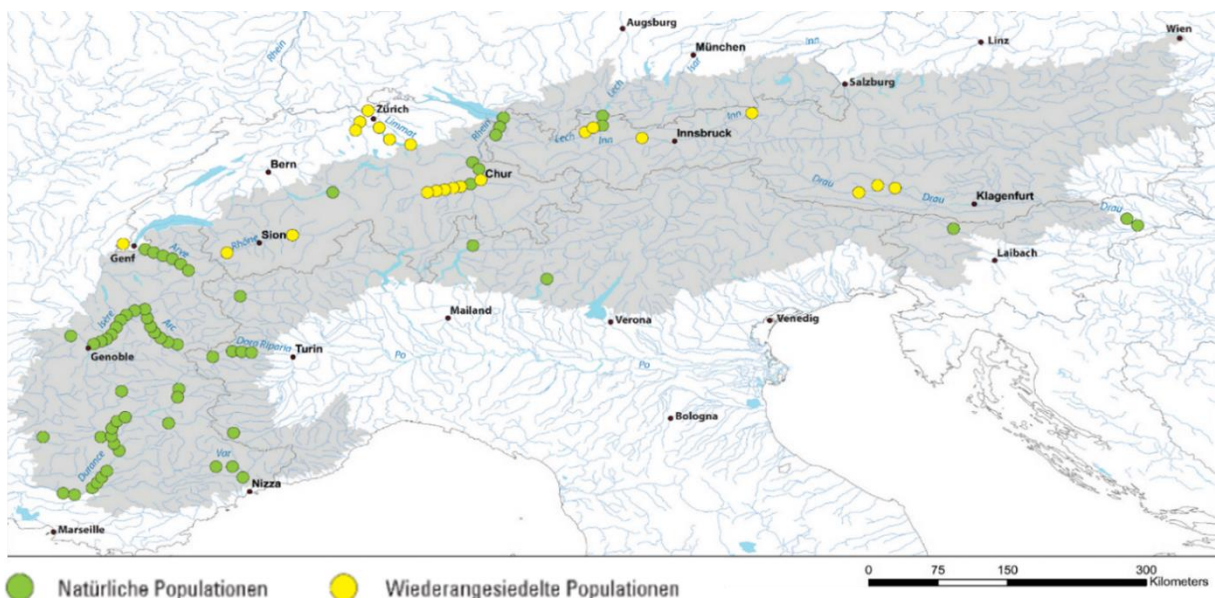


Abbildung 5.4 Aktuelle Verbreitung des Zwergrohrkolbens im Alpenraum (Entwurf N. Müller 2015).

Die ältesten und meisten Wiederansiedlungen mit der Art sind aus der Schweiz bekannt. Gut dokumentierte Artenhilfsprogramme werden bereits seit fast 20 Jahren am Lech in Tirol und an der Drau in Kärnten durchgeführt.

Für die nachfolgende zusammenfassende Übersicht in Tabelle 5.4 wurde auch eine jüngere Wiederansiedlung in Frankreich bei Genf mit aufgenommen. Im Vergleich zu den Wiederansiedlungsversuchen mit der Deutschen Tamariske sind die dokumentierten Wiederansiedlungen mit dem Zwergrohrkolben bislang erfolgreicher, zumindest was die Wiederansiedlung in naturnahen oder natürlichen Flussabschnitten betrifft.

**Tabelle 5.4** Dokumentierte Wiederansiedlungsversuche mit dem Kleinen Rohrkolben im Alpenraum und ihre Entwicklung

Erläuterungen zum Tabellenkopf:

2 StO Zahl: Anzahl der Standorte im Flussverlauf

3 Methode: durchschnittl. Zahl der ausgebrachten Individuen pro Standort als P= kult. Jungpflanzen (2–3 jährig), S = Setzlinge, Sprosse oder A = Samen (ohne Mengenangaben)

4 Ansiedlung: Jahr der Ausbringung

5 Bewertungsjahr – Anwuchserfolg: letzteres gemessen am % Anteil der etablierten Individuen

6 Literatur mit Angaben zu 1-6

1 Fluss, Ort, Habitat	2 StO Zahl	3Methode	4 Ansiedlungsjahr	5 Bewertungsjahr - Anwuchserfolg	6 Literatur	7 Mittelfristige Entwicklung
<b>Österreich</b>						
Drau, Kärnten, Greif. renat. Aufweitung	3	? P	2000/2	2012: ?% erfolgreich	Baur et al 2015	erfolgreich
Lech Weißenbach, natürlich	6	100 P	2004-2012	2013: > 100%	Müller 2007, 2013	erfolgreich, nach 10 Jahren ca 3000 Triebe
Lech Forchach, natürlich	2	100 P	2012	2017: > 100%	Müller 2013	vorr. erfolgreich, nach 3 Jahren 20.000 Triebe
Lech Weißenbach, natürlich und Kiesteich	5	A	2003	2004/2017 20%	Müller 2007, 2013	teilweise erfolgreich, 2017 im Litoral eines Kiesteiches zum ersten Mal Jungpflanzen
Lech, U-Pinswang, Ausleitungsstrecke	3	A	2003	2004: 0%	Müller 2007, 2013	unvollständige Kontrolle
Drau, Kärnten, renat. Aufweitung	15	4 S	2012	2014: 7%	Baur et al 2015	teilweise erfolgreich, aber z. T. verbuschend
Vils, Tirol, renaturiert	1	50 P	2005	2005: 0%	Müller 2013	2005 durch 500-jähriges Hochwasser vernichtet
<b>Schweiz</b>						
Rhone, Pfynwald, Wallis, naturnah	6	10 P	1995	?% teilweise erfolgreich	Csencsics et al. 2008	teilweise erfolgreich
Vorderrhein, Glener, Graubünden, naturfern	?	?	1996-1998	2000: ?% nicht erfolgreich	Csencsics et al 2008	nicht erfolgreich
Rhone, Genf, naturfern	?	?	1999	2003: 0%	Csencsics et al. 2008	nicht erfolgreich
<b>Frankreich</b>						
Isere, Grenoble, Revitalisierung	3	? P, S	2013	2014: 60% erfolgreich	Jaunatre et al 2017	noch nicht bewertbar

## 5.5 Wiederansiedlungskriterien

Im Wesentlichen lassen sich aus den Untersuchungen ähnliche Empfehlungen für eine Wiederansiedlung ableiten wie für die Tamariske:

### a) Habitatqualität (Spalte 1)

Wiederansiedlungen sollten nur in großen naturnahen Strecken oder nach Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt werden, die zu einer Habitatverbesserung (inkl. Vergrößerung) geführt haben. Die Größe und Vernetzung naturnaher Flussabschnitte spielt für eine erfolgreiche und dauerhafte Etablierung eine zentrale Rolle. Der Zwergrohrkolben ist dabei noch stärker an regelmäßig neu entstehende Besiedlungsflächen angewiesen als die Deutsche Tamariske, da sein Lebensraumzyklus deutlich kürzer ist als der der Tamariske. Diese kann als Gehölz ungünstige Zeiten für eine Neuansiedlung bis zu 40 Jahre überbrücken (Abb. 5.5a), wie das langfristige Monitoring am Tiroler Lech gezeigt hat (Müller 2014).

Bereits Csencsics et al. (2008) führen die wiederholten erfolglosen Wiederansiedlungsversuche an den Schweizer Flüssen darauf zurück, dass derzeit die Wildflusstrecken in der Schweiz zu klein sind, um dauerhaft neue Populationen auf zu bauen.



**Abbildung 5.5a** Zyklus eines 2004 angepflanzten *Typha minima* Bestandes in den Lechauen bei Weißenbach. Nach 4 Jahren beginnen die ersten Pflanzen zu blühen. Auf Grund einer natürlichen Flussbettverlagerung ist der Bestand bereits nach 10 Jahren wieder durch das Vordringen von Weiden rückläufig (Fotos N. Müller).

### b) Standort (Spalte 2)

Größer sind die Anwuchserfolge wenn die Jungpflanzen an mehreren Standorten (entlang von Gradienten) der Kiesbank und im Flussverlauf ausgebracht werden, weil damit das Aussterberisiko bei Hochwasserereignissen geringer wird. Hohe Anwuchserfolge und rasche Ausbreitung konnten durch die Anpflanzung in frisch angelegten sandigen Flussrinnen beobachtet werden. So haben sich 100 ausgebrachte Topfpflanzen (im Durchschnitt mit drei Trieben) im flussnahen Bereich des Tiroler Lech (Müller 2013) innerhalb von 2 Jahren zu einer stattlichen Population mit über 20.000 Trieben entwickelt.

### c) Wiederansiedlungsmethode (Spalte 3)

Die besten Anwuchserfolge wurden bisher mit 1-jährigen aus Samen vorkultivierten Jungpflanzen mit Wurzelballen gemacht. Ebenso wie bei der Tamariske kann dadurch die kritische Keimlings- und Juvenilphase überbrückt werden (Baur et al. 2017, Müller 2007). Demgegenüber ist der Erfolg von Aussaaten und Setzlingen d.h. Sprosstteilen (Abb. 5.5b) deutlich geringer. Die Wiederansiedlung durch Sprosstteile muss auch aus genetischer Sicht (s.u.) abgelehnt werden, da dies zur genetischen Verarmung führt. Darum wird aus hiesiger Sicht nur die Wiederansiedlung mit 1-jährigen Jungpflanzen empfohlen.



**Abbildung 5.5b** Ein Jahr nach ex-situ Kultur im Gewächshaus kann der Zwergrohrkolben bereits wieder ausgepflanzt werden.

### d) Genetik, Herkunft, Menge und Qualität des ausgebrachten Pflanzenmaterials (Spalte 4)

Aus genetischen Untersuchungen ist bekannt, dass der Zwergrohrkolben ebenso wie die Tamariske flussspezifische und genetisch unterscheidbare Populationen entwickelt (Csencsics & Müller 2015). Diese genetische Vielfalt muss bei Wiederansiedlungen berücksichtigt werden. Soweit vorhanden sollte darum nur Pflanzenmaterial aus dem gleichen Flusssystem wiederverwendet werden oder die nächsten natürlichen Populationen beerntet werden. Da allerdings der Zwergrohrkolben bei klonaler

Vermehrung zu genetischer Verarmung neigt (s.u.), kann im Einzelfall auch die Beerntung einer Population aus einem anderen Flusssystem die bessere Entscheidung sein, sofern die Populationsauffrischung einer verarmten Restpopulation im Vordergrund steht.

Da sehr kleine Populationen oft aus nur wenigen Klonen bestehen, sollten diese nicht als Quellpopulationen für Neuansiedlungen beerntet werden, um einen starken Gründereffekt zu vermeiden. Dagegen wird empfohlen vorzugsweise aus größeren Populationen Samenmaterial für die Anzucht und Wiederansiedlung zu gewinnen. Im Gegensatz zur Deutschen Tamariske weisen genetisch verarmte Populationen des Zwergrohrkolbens eine deutlich reduzierte Fitness auf, die sich an einer deutlich geringeren Keimfähigkeit der Samen äußert (Csencsics & Müller 2015).

Die Menge der ausgebrachten Verbreitungsagenzien ist ebenso wie bei der Tamariske entscheidend für den Erfolg. Während die nur teilweise erfolgreichen Wiederansiedlungen an der Oberen Drau (Bauer et al 2015) mit nur wenigen Setzlingen, d.h. unter 10 Stück erfolgten, werden bei dem Artenhilfsprogramm Tiroler Lech mindestens 100 Jungpflanzen und diese auch wiederkehrend im gleichen Flussabschnitt ausgebracht. Dieses Vorgehen erhöht deutlich die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Etablierung.

Die Samen für die Zwischenkultur im Gewächshaus sollten direkt nach dem Sammeln im sandigen Substrat zur Keimung gebracht werden, da der Kleine Rohrkolben wie die Tamariske nur eine kurzlebige Diasporenbank hat und die Keimfähigkeit bereits innerhalb weniger Tage abnimmt (Müller & Scharm 2001, Baur et al. 2017).

#### **e) Zeitpunkt und Frequenz der Ausbringung**

Als Zeitpunkt der Anpflanzung wird ebenso wie bei der Tamariske der Frühsommer nach einem ablaufenden Hochwasser empfohlen, weil dadurch die Jungpflanzen noch längere Zeit zum Wurzelwachstum und Verankerung im Boden haben. Auch hat sich bei den Wiederansiedlungen im Tiroler Lechtal gezeigt, dass wiederholte Ansiedlungen die dauerhafte Etablierung einer Population begünstigen.

## 6 Starkbeborstete Sklavenameise (*Formica selysi*)

### 6.1 Verbreitung, Rückgang und Ökologie

#### **Verbreitung in Europa**

*Formica selysi* kommt von den Pyrenäen, über Frankreich ostwärts bis in die Zentralalpen vor (Seifert 2007, Lebas et al. 2016) und erreicht Höhen bis 2000 m (Blatrix et al. 2013). In der Schweiz ist sie an der Oberen Rhone (Rottensand/Pfynwald) nachgewiesen (Grossrieder & Zettel 1999, Keller & Zettel 2001); in Österreich zum Beispiel am Tiroler Lech zwischen Häselgehr und Reutte (Pfeuffer 2003).

## Verbreitung in Bayern

Der Erforschungsgrad der bayerischen Ameisenfauna ist nach wie vor sehr lückenhaft und insbesondere die Flussauen der Alpenflüsse wurden offensichtlich lange Zeit nicht beachtet. Deshalb ist über die historische Verbreitung von *F. selysi* in Bayern nichts bekannt. Der Erstdnachweis stammt aus dem Jahr 1993, wo Armin Lude sie im Rahmen seiner Diplomarbeit an der Oberen Isar zwischen Mittenwald und Lenggries sowie in einigen benachbarten Kiesgruben und Steinbrüchen nachweisen konnte (Lude et al. 1996). Seitdem sind einige weitere Fundorte dazugekommen, die belegen, dass eine Reihe von Fließgewässerabschnitten an den Oberläufen und Zuflüssen von Isar, Loisach und Lech besiedelt sind (Tab. 6.1). Die im Rahmen dieses Projektes im Jahr 2017 durchgeführten Kartierungen konnten diese Vorkommen bestätigen, zeigten aber auch, dass der bisherige Kenntnisstand zur Verbreitung noch lückenhaft war. Dies galt auch für die Projektregion und insbesondere die Frage, wie weit die Art den Flüssen ins Alpenvorland folgt. Daneben ist aber auch die weitere Verbreitung nach Osten (Einzugsgebiete von Mangfall, Inn, Salzach) und Westen (Iller) bis heute noch ungeklärt.

**Tabelle 6.1** Bis 2016 bekannte Fundorte von *Formica selysi* in Bayern (ASK: Artenschutzkartierung Bayern).

Fundort	Jahr	Quelle
<i>Lecheinzugsgebiet</i>		
Lech zwischen Staatsgrenze und Lechfall bei Füssen	2001	Pfeuffer (2003)
Halblech	1996, 2015	ASK Lawitzki, ASK Dolek
<i>Isareinzugsgebiet</i>		
Elmau	1994	ASK Hering, Hering 1995b
Linder	1994	ASK Hering, Hering 1995b
Neidernach	1994	ASK Hering, Hering 1995b
Friedergries	2010, 2012	ASK Sturm, Zehm
Finzbach	2015	Zehm, mündl.
Isar südlich Mittenwald	1993	Lude 1995
Isar oberhalb Vorderriß	1993	Lude 1995
Isar Sedimentfang Sylvenstein	1993	Lude 1995
Isar unterhalb Sylvenstein vor Fall	1993	Lude 1995
<i>Abbaustellen in Isarnähe</i>		
Kiesgrube bei Fall	1993	Lude 1995
Steinbruch Hellerschwang zwischen Lenggries und Fall	1993	Lude 1995
Kiesgrube bei Leger, oberhalb Lenggries	1993	Lude 1995
Steinbruch Untermurbach bei Lenggries	1993	Lude 1995

## Ökologie

Zur Biologie der Art konnte Lude (1995) nachweisen, dass die Nester an der Isar polydom sind, das heißt sie bestehen aus mehreren Nesthügeln (5–15 cm hoch) aus Steinchen und

Kies, mit einem Durchmesser bei starken Nestern von ca. 70 cm. Nach Blatrix et al. (2013) sind die Kolonien monogyn oder polygyn und besitzen mehrere hundert Arbeiterinnen. Die Ernährung bezeichnen Blatrix et al. (2013) als omnivor, danach spielen neben Honigtau von Blattläusen auch verschiedene Arthropoden, darunter auch zahlreiche Ameisen, eine wichtige Rolle als Nahrungsquelle. *F. selysi* nutzt an bayerischen Alpenflüssen in starkem Maße die im Uferbereich angedrifteten terrestrischen Arthropoden oder schlüpfende, semiaquatische Insekten (Hering 1995a); auf unbewachsenen Kiesinseln stellt dies die vorrangige Nahrungsquelle dar. Mehrere Autoren betonen die gute Anpassung an Hochwasser. Eine Kolonie widersteht zwei Tage Überflutung und die Arbeiterinnen besitzen die Fähigkeit 20 cm Kies und Sand wegzugraben, der durch das Hochwasser über dem Nesteingang aufgehäuft worden ist (Blatrix et al. 2013). Auf offenen Kiesbänken überlebten an der Oberen Isar 72 % der Kolonien in ihren Bauten ein Sommerhochwasser und bei Beschädigung des Nesteinganges bildeten die Arbeiterinnen ein auf dem Wasser schwimmendes Floß, auf dem sie eine Königin und Brut transportieren (Lude et al. 1999).

## 6.2 Aktuelle Bestandssituation

Insgesamt wurden von Mai bis September 170 Nester beprobt, von denen sich 91 (54 %) als Nester von *F. selysi* herausstellten. Bei den übrigen 79 Nestern handelte es sich um eine der beiden anderen Sklavenameisenarten (*F. cinerea*, *F. fuscocinerea*). Die 170 Nester verteilten sich auf 41 Gewässerabschnitte (Abb. 6.2a). In 10 dieser Abschnitte wurde nur *F. selysi* gefunden, in 13 Abschnitten trat neben *F. selysi* mindestens eine weitere Art auf. Die Kartierungen belegen, dass *F. selysi* an geeigneten Fließgewässerabschnitten in Naturräumen der Nördlichen Kalkhochalpen (Karwendelgebirge) und den Schwäbisch-Oberbayerischen Voralpen (Ammergebirge, Niederwerdenfelser Land, Kocheler Berge) regelmäßig anzutreffen ist. Im Voralpinen Hügel- und Moorland (Lech-Vorberge, Ammer-Loisach-Hügelland) weist sie dagegen nur noch vereinzelt Vorkommen auf (Abb. 6.2a).

Der am höchsten gelegene Nachweis befand sich auf ca. 1060 m (Finzbach im Bereich der Finzbachalm), der am tiefsten gelegene Fundort auf ca. 650 m (Isar bei Untergries).

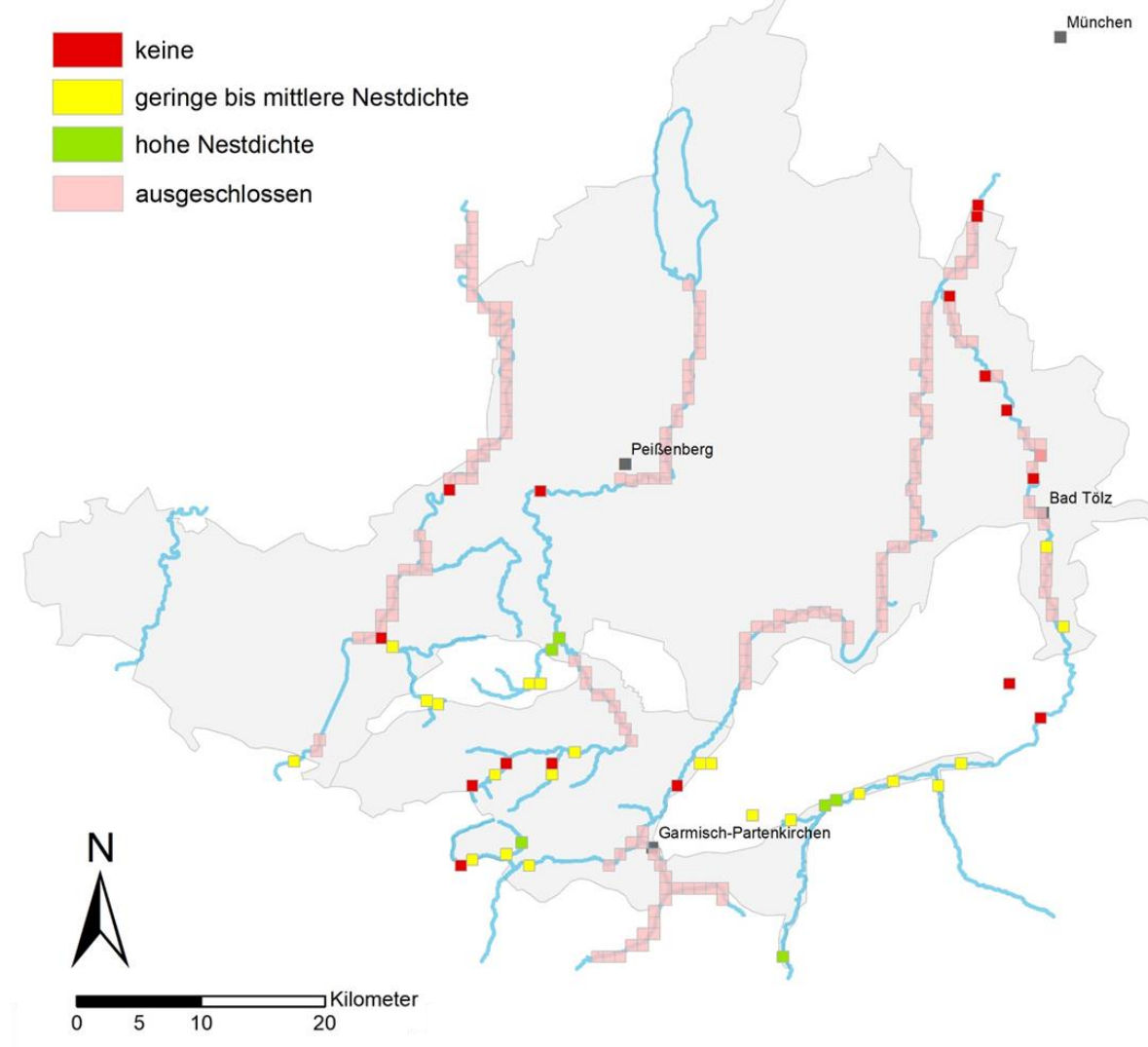
Die Verbreitung entlang von Lech, Ammer, Loisach, Isar und deren Zuflüssen unterscheidet sich erheblich (Abb. 6.2a): Am Lech fand sich *F. selysi* nur oberhalb von Füssen, kurz vor der Staatsgrenze. Unterhalb des Forggensees fehlt sie im weiteren Verlauf (Pfeuffer 2003). Auch 2017 konnte sie in der Litzauer Schleife nicht nachgewiesen werden. Am Halblech kam sie im Oberlauf (Mündungsbereich Lobentalbach) (Abb. 6.2b), wie auch im Unterlauf, noch auf mehreren Kiesbänken regelmäßig in geringer Dichte vor, während sie dann im Mündungsbereich nicht mehr anzutreffen war.

Im Einzugsgebiet der Ammer kam sie an Halbammer und Linder in mehreren Abschnitten vor, während an der Ammer selbst keine Nachweise gelangen. Am Unterlauf der Halbammer (unterhalb Unternogg) waren große, individuenreiche Vorkommen mit einer hohen Dichte an Nesthügeln zu beobachten (Abb. 6.2b), während im Mittellauf auf geeigneten Kiesbänken nur einzelne Nester in größeren Abständen zu finden waren. An der Linder war die Art



sowohl im Unterlauf (bei Graswang), als auch im Oberlauf (unterhalb Neualmgries) auf einigen Kiesbänken in geringer Dichte zu finden, fehlte aber auch auf Kiesbänken, die potenziell genauso geeignet erschienen. Auch im Elmaugries (Abb. 6.2c) waren die Dichten gering und nicht alle untersuchten Kiesbänke besiedelt.

### Häufigkeit Starkbeborstete Sklavenameise



**Abbildung 6.2a** Vorkommen der Starkbeborsteten Sklavenameise *Formica selysi* und Lage der 2017 untersuchten Gewässerabschnitte.

Im Einzugsgebiet der Loisach sticht das Friedergries heraus. Die Art war dort weit verbreitet und wies in Teilbereichen sehr hohe Nesterdichten auf (Abb. 6.2c). An der Neidernach war die Verbreitung dagegen lückig, mit durchweg geringen Nesterdichten. An der Loisach selbst gelangen Nachweise unterhalb der Ortschaft Griesen, während die Kiesbänke nördlich von Farchant unbesiedelt waren. Bemerkenswert ist das Vorkommen auf der Schinderlaine, die ja keine direkte Anbindung an ein Fließgewässer aufweist.

An der Isar oberhalb des Sylvensteinspeichers war *F. selysi* weit verbreitet. Im Riedboden südlich von Mittenwald (Abb. 6.2d) und im Bereich der „Reich’schen Maßnahme“ unterhalb

Wallgau trat sie mit hohen Nesterdichten auf, im weiteren Verlauf nahmen die Dichten dann deutlich ab. Auch der Finzbach war im Unterlauf bei Wallgau und am Oberlauf (Finzbachalm) in geringen Dichten besiedelt. Am Reißbach kam sie zwischen Isarmündung und Staatsgrenze verbreitet in geringen bis mittleren Dichten vor, während am Oberlauf der Jachen keine Nachweise gelangen. Direkt unterhalb des Sylvensteinspeichers fehlte die Art (Abb. 6.2d). Im weiteren Verlauf zwischen Lenggries und Bad Tölz gelangen nur noch Nachweise in den zwei Abschnitten bei Wegscheid und bei Untergries (Abb. 6.2d) und unterhalb des Tölzer Speichers fehlte sie dann über die Pupplinger Au hinaus bis ins Mühltal völlig. Zusammenfassend kann die Bestandssituation an den untersuchten Zuflüssen von Lech (Halblech), Ammer (Halbammer, Linder, Elmaugries), Loisach (Neidernach, Friedergries) und Isar (Finzbach, Reißbach) als gut bezeichnet werden. An den Hauptgewässern selbst ist die Situation an Lech und Loisach als kritisch einzustufen, an der Ammer fehlt sie möglicherweise ganz und an der Isar ist die Situation oberhalb des Sylvensteinspeichers gut, während sie zwischen Sylvenstein- und Tölzer Speicher als kritisch bezeichnet werden muss. Unterhalb des Tölzer Speichers fehlt die Art dann offensichtlich ganz. Ob sie früher aber überhaupt so weit ins Alpenvorland vorkam, ist wegen des Fehlens historischer Nachweise unklar.



**Abbildung 6.2b** Bereich mit hoher Nestdichte von *Formica selysi* an der Halbammer (links) und mit mittlerer Nestdichte am Halblech (rechts). Dort finden sich Nester auch auf vegetationsfreien Kiesrinnen, die an dichter bewachsene Bereiche angrenzen (Neststandort zwischen den drei großen Steinen im Vordergrund) (Aufnahmen: M. Reich).



**Abbildung 6.2c:** Ein typisches Nest in einem Bereich hoher Dichte im Friedergries (links). Im Elmaugries (rechts) ist gut die Graufärbung der Kiesel im Umfeld der Nesthügel zu erkennen (Aufnahmen: M. Reich)



**Abbildung 6.2d** Südlich von Mittenwald (oben links) konnte *Formica selysi* in hohen Nestdichten nachgewiesen werden. Bei Untergries (oben rechts) gelang der nördlichste Nachweis an der Isar, wenn auch nur in geringen Dichten. Direkt unterhalb des Sylvensteinspeichers (unten links) fehlte die Art genauso wie bei Geretsried (unten rechts) (Aufnahmen: M. Reich).

### 6.3 Habitatsituation im Hotspot-Gebiet

Die Habitatverfügbarkeit spiegelt sich in groben Zügen in der aktuellen Verbreitung wider. Die Nachweise von Nestern erfolgten zum Großteil auf Kiesbänken, die schon seit längerer Zeit festliegen, sodass sich dort eine Pioniervegetation einschließlich Gehölzen (*Myricaria germanica*, *Salix purpurea*, *Salix eleagnos*) etablieren konnte (vgl. Abb. 6.2b–d). Der Deckungsgrad der Vegetation lag im weiteren Umfeld der Nester in 85 % der Fälle bei 5–30 %, in 39 % der Fälle sogar nur bei 5–15 %. Nur in Ausnahmefällen (11 %) wurden Kiesbänke mit Deckungsgraden von 60–80 % besiedelt. Dabei handelte es sich dann immer um Kiesbänke mit schmalen vegetationsarmen Kiesrinnen und angrenzenden Streifen dichter Gebüsche. Auf Sandbänken und völlig vegetationsfreien (<5 %) Kiesbänken konnten keine Nester gefunden werden.

Dass *F. selysi* nach Lude (1995) auch auf vollkommen vegetationsfreien Kiesbänken vorkommen soll, konnte damit also nicht bestätigt werden. Hering (1995a) wies nach, dass tiefer gelegene vegetationsfreie Bereiche, vor allem die Uferlinie selbst, zur Nahrungssuche aufgesucht werden. Möglicherweise werden dabei im Laufe des Sommers in Trockenperioden auch (Teil-)Nester in diesen Bereichen angelegt. Die Untersuchungen in dieser Studie, die durch einen niederschlagsreichen Sommer mit hohen Wasserständen in den Fließgewässern gekennzeichnet war, zeigen aber deutlich, dass die höher gelegenen,

nur selten überschwemmten Bereiche für das langfristige Überleben von entscheidender Bedeutung sind. Das deckt sich auch mit den Beobachtungen von Grossrieder & Zettel (1999) an der Oberen Rhone (Rottensand, Pfywald, Schweiz) die höchste Nestsichte von *F. selysi* auf Steppenrasen fanden, die vom Hochwasser nur schwach oder gar nicht beeinflusst worden waren.

Während an den Oberläufen und Zuflüssen geeignete Habitate mit vegetationsarmen, aber relativ stabilen Kiesbänken noch verbreitet anzutreffen sind, finden sich diese unterhalb von Stauseen nur noch vereinzelt (z.B. Isar unterhalb des Tölzer Speichers) oder fehlen ganz (Lech). Oft grenzen an der Isar unterhalb des Tölzer Speichers hochdynamische Kiesflächen mit jungen Pionierstadien der Vegetation direkt an geschlossene Weidengebüsche oder Auwälder (z.B. Malerwinkel, Geretsried, Mühlthal), Standorte mit älteren Pionierstadien fehlen dort häufig. Diese wären aber nicht nur für *F. selysi*, sondern auch für Arten wie die Gefleckte Schnarrschrecke (*Bryodemella tuberculata*) von zentraler Bedeutung (Reich 2006).

#### 6.4 Gefährdungsanalyse und Handlungsoptionen

Gezielte Ansiedlungsmaßnahmen sind nach derzeitigem Kenntnisstand nicht sinnvoll. Das Ausbreitungs- und Etablierungspotenzial von *F. selysi* ist offensichtlich hoch, wie die Besiedlung sehr kleiner und auch isoliert liegender Lebensräume (z.B. Finzbachalm, Schinderlaine), oder das Auftreten in Kiesgruben und Steinbrüchen (Lude et al. 1995) belegen.

Handlungsbedarf besteht demnach nur beim Erhalt und bei der Entwicklung geeigneter Lebensräume. Davon würde eine Vielzahl typischer Wildflussarten profitieren, die auf solche mäßig dynamischen Pionierstandorte angewiesen sind. Dazu gehören insbesondere Maßnahmen zum Erhalt und ggf. zur Optimierung noch geeigneter Gewässerabschnitte. Von hoher Priorität sind dabei:

- die Lechaue direkt an der Staatsgrenze als letzter Ausläufer des noch naturnahen Tiroler Lechs auf bayerischem Gebiet und vermutlich letztem Vorkommen von *F. selysi* am bayerischen Lech;
- die Obere Isar zwischen Wallgau und Reißbachmündung aufgrund ihrer – trotz erfolgter Veränderungen – noch immer herausragenden naturschutzfachlichen Bedeutung und ihrer Großflächigkeit;
- die Obere Isar zwischen Reißbachmündung und dem Sylvensteinspeicher als letzter Abschnitt der dem Leitbild einer naturnahen Aue weitgehend entspricht;
- die Isaraue zwischen Sylvensteinspeicher und Bad Tölz, weil dort aktuell die Arealgrenze nach Norden verläuft.

Handlungsoptionen für Maßnahmen zur Verbesserung bzw. Entwicklung geeigneter Lebensraumstrukturen hängen von der aktuellen Ausgangssituation ab. Sind relativ lagestabile Kiesbänke mit mehrjähriger Pioniervegetation (z.B. *Salix purpurea*, *Salix eleagnos*, *Dryas octopetala*) in Deckungsgraden von 10–50 % vorhanden, so sollte der Schwerpunkt auf der Sicherung dieser Standortqualitäten liegen. Erkennbar sind diese relativ lagestabilen

Pionierstandorte daran, dass die Kiesel auf der Oberseite deutlich dunkler gefärbt sind als auf der Unterseite (vgl. Abb. 6.2c). Ist aber ein Teil der Kiesbänke sehr dynamisch (Deckung <10 %, Kiesel auf der Oberseite hell) und der andere Teil stark bewachsenen (Deckung >70 %), dann wären eine Aufweitung des Auequerschnittes, die Verbesserung des Geschiebehaushaltes und das Abschieben dichter Weidengebüsche geeignete Maßnahmen.

### 6.5 Erfahrungen zu Schutz und Wiederansiedlung

Erfahrungen mit der Ansiedlung oder Wiederansiedlung von *F. selysi* sind nicht bekannt. Die sehr gute Anpassung an Hochwasserereignisse (Lude et al. 1999), das Vorkommen in Kiesgruben, Steinbrüchen (Lude 1995) und isolierten Lebensräumen (diese Studie), sowie die schnelle Besiedlung sekundärer Standorte (Rebflurbereinigung am Kaiserstuhl; Seifert 2007) und ihre Strategie zur Gründung neuer Kolonien (Reber et al. 2010) unterstreichen, dass renaturierte Lebensräume prinzipiell auch ohne gezielte Ansiedlung erfolgreich besiedelt werden können. Die aktuelle Verbreitung im Projektgebiet ist dafür wahrscheinlich noch ausreichend. Voraussetzung ist natürlich die Wiederherstellung geeigneter Lebensraumbedingungen. Ein über die erfolgreiche Etablierung mitentscheidender Faktor könnte auch eine mögliche Konkurrenz mit anderen Sklavenameisen (*Formica cinerea*, *F. fuscocinerea*) sein. Dazu liegen allerdings bislang keine Untersuchungen vor.

### 6.6 Wiederansiedlungskriterien

Gezielte Wiederansiedlungen sind nach heutigem Kenntnisstand nicht erforderlich. Stattdessen sollte der langfristige Schutz dieser Art über lebensraumverbessernde Maßnahmen erfolgen (vgl. 6.4).

## 7 Integrative Bewertung und Handlungsempfehlungen

Bis auf den Zwergrohrkolben wurden alle Zielarten häufiger im Projektgebiet angetroffen als erwartet, an einigen Abschnitten aber in isolierten Lokalpopulationen und mit geringen Individuenzahlen. Die Isar nimmt eine besondere Stellung ein, da sie auf mehreren Flusskilometern die größten Zielartenbestände vorweist. Insgesamt zeigt der Bericht, dass an fast allen noch verbliebenen naturnahen Flussabschnitten im Projektgebiet eine oder mehrere Zielarten vorkommen. Um deren Ausbreitung zu fördern und damit ihren Schutzstatus zu verbessern, müssen Flussabschnitte renaturiert und geeignete Habitate in ausreichender Größe wiederhergestellt werden. Eine Wiederansiedlung ist deshalb nur in Verbindung mit vorher durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen zu empfehlen. In Hinblick auf die Renaturierungsaktivitäten in der Projektregion können Handlungsschwerpunkte abgeleitet werden (Tab. 7, Abb. 7). Von besonderer Bedeutung sind dabei geplante Maßnahmen am Füssener Lech (u.a. GEK 2006), in der Ammer-Schnalzaue (Bosch & Partner 2016) und im Rahmen des Umsetzungskonzeptes des Wasserwirtschaftsamts Weilheim (2017) an der Isar zwischen Sylvensteinspeicher und Bad Tölz. Welche positive Wirkung der Rückbau von Ufersicherungen und weiter Dynamisierungsmaßnahmen auf die Habitatwiederherstellung haben können, zeigt sich am deutlichsten an der Isar Mühltal-Renaturierung (Binder et al. 2015)

Für den Zwergrohrkolben und die Sklavenameise werden im Folgenden aus unterschiedlichen Gründen keine speziellen Empfehlungen gegeben. Die Sklavenameise mit einem hohen Besiedlungspotential, u.a. aufgrund der weiten Flugdistanzen, kann in ihrer Verbreitung durch die Wiederherstellung von Kies- und Pionierhabitaten durch z.B. Flussaufweitungen profitieren. Werden geeignete Habitate geschaffen, wird mit hoher Wahrscheinlichkeit eine selbstständige Besiedlung erfolgen. Offen bleibt noch, ob ein Konkurrenzverhältnis mit den ökologisch ähnlichen Arten *Formica cinerea* und *F. fuscocinerea* bei der Ausbreitung und erfolgreichen Etablierung eine Rolle spielt. Beim Zwergrohrkolben ist das Problem, dass in seinem Hauptverbreitungsgebiet, dem Lech, durch die Aneinanderreihung von Staueen keine geeigneten Habitate mehr vorhanden sind und diese nur durch großen Aufwand, d.h. nicht in absehbarer Zeit, wiederhergestellt werden können. Die Bemühungen zu seinem Erhalt konzentrieren sich daher auf den Bereich oberhalb der ersten deutschen Staustufe, dem Forggensee (Tab. 7).

Zu Tamariske und Uferreitgras werden Empfehlungen zu bestandsstützenden Maßnahmen oder Wiederansiedlungen gegeben. Da das Uferreitgras ähnliche wie die Sklavenameise bei günstigen Standortbedingungen ein hohes Etablierungspotential besitzt, konzentrieren sich die Empfehlungen auf Artenhilfsmaßnahmen für die Deutsche Tamariske (Tab. 7).

**Tabelle 7** Handlungsempfehlungen zu den Flussabschnitten mit Priorisierung (hoch bis niedrig).

<b>Flussabschnitt</b>	<b>Handlungsempfehlung</b>	<b>Prioritäten</b>
<i>Lecheinzugsgebiet</i>		
1 Lech bei Füssen	Für die Deutsche Tamariske empfehlen sich in diesem Abschnitt bestandsstützende Maßnahmen. Die Entwicklung einer Trittsteinpopulation und eine spätere Vernetzung mit den Beständen vom Tiroler Lech können als Ziel formuliert werden. Voraussetzung ist eine erfolgreiche Renaturierung des Lechabschnitts im Rahmen des Umsetzungskonzepts nach WRRL. Da konkrete Maßnahmen geplant sind, ist eine Bestandsstützung mit Material vom Tiroler Lech realistisch. Das gleiche gilt für den Zwergrohrkolben, der bereits außerhalb der in-situ Erhaltungskultur lokal vorkommt und nach der Wiederherstellung von Habitaten angesiedelt werden kann. Für das Uferreitgras und die Starkbeborstete Sklavenameise sind keine gezielten Maßnahmen erforderlich, beide profitieren jedoch mit hoher Wahrscheinlichkeit von den Renaturierungsmaßnahmen.	hoch
2 Litzauer Schleife	Aufgrund der nachhaltigen Störung des Geschiebe- und Abflussregimes gibt es selbst nach Redynamisierungsmaßnahmen wenig Aussicht auf die erfolgreiche Wiederherstellung erforderlicher Habitatstrukturen für die Zielarten. Demonstrationspflanzungen (Umweltbildung) von Tamariske, Uferreitgras und Zwergrohrkolben im Mündungsbereich zum flussabwärts gelegenen Stausee sind denkbar, jedoch kaum mit Wahrscheinlichkeit zur Etablierung selbsterhaltender Populationen.	gering
3 Halblech	Für keine der Arten sind bestandsstützende Maßnahmen erforderlich. Bisherige Maßnahmen zur Dynamisierung des Halblechs im Ober- und Mittelauf sollten mit dem Ziel einer Habitatbrücke zwischen „Im Laich“ und Mündungsbereich ausgeweitet und die Zielartenpopulationen in ein Monitoringprogramm aufgenommen werden.	mittel

---

*Ammer*

---

4 Schlucht und Schnalzaue	<p>Die Tamariskenbestände an der Ammer sind klein und ohne Verjüngung. Die Habitatsituation ist einer positiven Populationsentwicklung nicht förderlich. Eine Bestandsstützung der Tamariske ist nach Redynamsierungsmaßnahmen in der Schnalzaue denkbar. Diese sollten auf die Entstehung offener Umlagerungsbereiche entlang eines möglichst langen Flussabschnitts abzielen. Wichtig ist, für eine entsprechend große Menge an sich reproduzierenden Pflanzen zu sorgen, sodass geeignete Standorte rasch besiedelt werden können. Die Herkunft der Tamarisken der aktuellen Erhaltungskultur sollte sicher geklärt werden und auch, wie genetisch vielfältig dieses ist. Außerdem problematisch ist an der Ammer die schnell voranschreitende Sukzession mit Gräsern und z.T. auch Neophyten. Es sollte weiterhin geprüft werden, ob die Bedingungen auf übergeordneter, landschaftlicher Ebene (Nährstoffeinträge etc.) für die Etablierung der Tamariske an der Ammer geeignet sind. Das Uferreitgras gilt an der Ammer nicht als besonders gefährdet.</p>	hoch
---------------------------------	--	------

---

*Loisach, Neidernach*

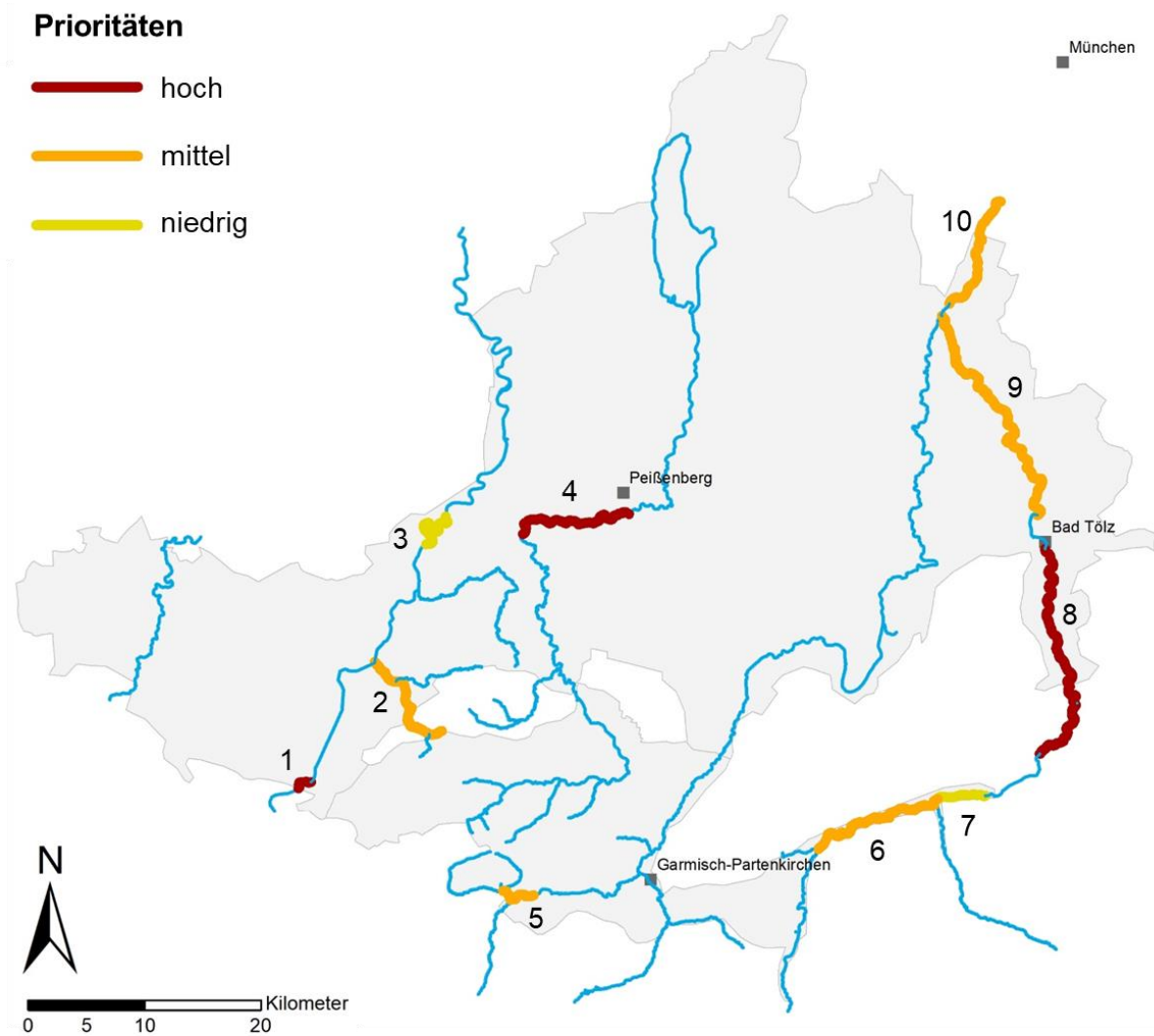
---

5 Neidernachmündung	<p>An der Loisach befinden sich kleine Bestände des Uferreitgrases und kein Vorkommen der Tamariske. Der Schwerpunkt bei der Loisach liegt auf dem Mündungsbereich der Neidernach, weil dort eine starke Dynamik durch hohe Geschiebefracht herrscht. Die Habitatbedingungen sind durch das grobe Material nicht optimal für Uferreitgras und Tamariske (wenig Sand). Für letztere kann dennoch experimentell eine Wiederansiedlung versucht werden mit Material von der Isar bei Krün (gleiches Einzugsgebiet) (möglichst ähnliche Standortbedingungen). Dasselbe gilt für Bestandsstützende Maßnahmen zum Uferreitgras.</p> <p>Im Unterlauf der Neidernach dominieren seit einigen Jahren hochdynamische Kiesbänke während lagestabilere Pionierstandorte weitgehend fehlen. Hier sollten Handlungsoptionen im Bereich der Bühnen und des Forstweg-Dammes geprüft werden, um den Auequerschnitt zu verbessern.</p>	mittel
------------------------	--	--------



*Isar*

6 Krün bis Reißbach- mündung	Diesem Abschnitt mit den größten Beständen an Tamariske und Uferreitgras kommt in der Erhaltung der Zielarten eine besondere Bedeutung zu. Dennoch ist die Isar in diesem Bereich nicht ohne Beeinträchtigungen (Krüner Wehr). Daher wird ein Monitoring der gefährdeten Arten und der Gebietsentwicklung empfohlen. Eine Verbesserung der Bewirtschaftung des Krüner Speichers und des Krüner Wehres mit dem Ziel einer naturnäheren Abfluss- und Geschiebedynamik ist dringend erforderlich um diesen für viele Wildflussarten herausragenden Lebensraum langfristig zu sichern.	mittel
7 Reißbach bis Sylvensteinspeicher	Dieser Abschnitt kann als Referenzstrecke herangezogen werden. Trotz Beeinträchtigung des Geschiebe- und Abflussregimes der Isar konnte sich, vor allem aufgrund des sedimentreichen Reißbaches eine fast natürliche Umlagerungsstrecke halten. Bis auf ein Monitoring (s. oben) sind keine Maßnahmen erforderlich.	gering
8 Unterhalb Sylvensteinspeicher bis Tölzer Speicher	Unterhalb des Sylvensteinspeichers sind die Zielartenbestände kleiner, da die Auenstruktur stark verändert ist und Samennachschub durch den Stausee verhindert wird. Bestandsstützende Maßnahmen für Tamariske, Uferreitgras und Starkbeborstete Sklavenameise sind nur in Verbindung mit Renaturierungsmaßnahmen oder erweitertem Abfluss- und Geschiebemanagement sinnvoll.	hoch
9 Tölzer Speicher bis Ascholdinger Au	In der Ascholdinger Au konnten große und vitale Bestände von Tamariske und Uferreitgras gefunden werden. Es sind keine bestandsstützenden Maßnahmen notwendig. Dennoch sollte an einer Verbesserung der Morphodynamik gearbeitet werden, damit auch in Zukunft noch ausreichend geeignete Habitate entstehen und auch lagestabilere Pionierstandorte geschaffen werden. Dies gilt auch für die flussaufwärts gelegenen Bereiche bis Ochsenwöhr, wie auch für die Umlagerungsstrecke der Pupplinger Au.	mittel
10 Mühltal	Die Renaturierungsstrecke im Mühltal weist ebenfalls Bestände von Tamariske und Uferreitgras. auf, sodass ein Monitoring der Gebiets- und Bestandsentwicklung empfohlen wird.	mittel



**Abbildung 7** Übersicht zu den Flussabschnitten mit Maßnahmenempfehlungen und Priorisierung aus Sicht der vier Zielarten. Die Nummerierung bezieht sich auf die Handlungsempfehlungen in Tab. 7.

## 8 Schlussbemerkung

Die Potentialstudie hat einige neue Aspekte zu den Ansprüchen der vier Wildflussarten ergeben, die in zukünftigen Forschungs- und Anwendungsprojekten zu berücksichtigen sind. Sie zeigt die Bedeutung geeigneter Zustände der aufgewerteten Habitate sowie der verbreiteten Ausbreitungslimitierung der Arten. Oftmals ist auch die Persistenz degradierter Habitate hinderlich für eine Wiederansiedlung.

### **Begrenzte Indikatorfunktion der ausgewählten Zielarten**

Die vier im Rahmen dieser Studie betrachteten Zielarten sind typisch für naturnahe Wildflusslandschaften und haben damit eine Schirmfunktion für viele andere Pflanzen- und Tierarten der FFH-Lebensraumtypen 3220 „Alpine Flüsse mit krautiger Ufervegetation“, 3230 „Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von *Myricaria germanica*“ und 3240 „Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von *Salix eleagnos*“ (BLFU & BLFW 2010). Ihre Lebensraumansprüche decken sich aber natürlich nur teilweise mit denen der anderen Arten. Dies gilt zum Beispiel für die Tierwelt, wo bei einigen Arten die Flächengröße, oder der räumliche Verbund mit anderen Biotoptypen, eine Rolle spielen. So ist für Flussregenpfeifer und Flusssuferläufer die Störungsarmut während der Brutzeit von zentraler Bedeutung, für den Flussregenpfeifer zusätzlich auch die Großflächigkeit von Kiesbänken. Zauneidechse und Kreuzotter sind auf einen räumlichen Verbund verschiedener Teillebensräume angewiesen und die Gefleckte Schnarrschrecke (*Bryodemella tuberculata*) oder der Kiesbankgrashüpfer (*Chorthippus pullus*) benötigen den räumlichen Verbund mehrerer geeigneter Kiesbänke, um als Metapopulationen das lokale Aussterben bei Hochwasserereignissen kompensieren zu können (Reich 2006). Darüber hinaus besiedeln eine Vielzahl von Käfern, Schmetterlingen oder Spinnen mit unterschiedlichsten Ansprüchen an Nahrungsquellen und Habitatstrukturen diese Kiesbänke (BUWAL 2001) und Fischarten wie Huchen, Groppe oder Äsche und das gesamte Makrozoobenthos werden durch diese vier Zielarten ebenfalls nicht ausreichend abgedeckt. Bei der in Kapitel 7 vorgenommenen integrativen Bewertung und insbesondere der Priorisierung von Gewässerabschnitten mit Handlungsempfehlungen ist deshalb zu berücksichtigen, dass diese für die vier Zielarten getroffen wurden. Für andere naturschutzrelevante Pflanzen- und Tierarten können deshalb auch weitere Maßnahmen, auch an anderen Gewässerabschnitten, zielführend und von hoher Priorität sein. Aber auch für die drei untersuchten und viele weitere Pflanzenarten sind Flächengröße und räumlicher Verbund Schlüsselfaktoren für einen erfolgreichen Schutz.

### **Wiederansiedlungen standardisieren**

Eine im Juli 2017 von der Bayerischen Naturschutzakademie durchgeführte Fachtagung zur Wiederansiedlung der Deutschen Tamariske hat gezeigt, dass zwar aus Einzeluntersuchungen zahlreiche Erfahrungen vorliegen, für eine standardisierte Wiederansiedlungsmethode der Kenntnisstand bislang unzureichend ist (Riehl & Zehm 2018).

Die Wiederansiedlungen mit diesen Zielarten ist darum bis heute eine anspruchsvolle fachliche Aufgabe, die nur von Experten mit entsprechender Qualifikation und Erfahrung durchgeführt werden sollte.

Wiederansiedlungen sollten auch generell erst nach einer eingehenden Analyse der Bestandssituation und nach Abstimmung mit den Behörden begonnen werden. Die Genehmigung zur Wiederansiedlung sollte erst nach Vorlage einer qualifizierten Wiederansiedlungsplanung inklusive eines mindestens 5-jährigen Monitorings gegeben werden. Diese sollte auch sicherstellen, dass die Maßnahme ausreichend dokumentiert und gültig publiziert wird.

Auf Grund der in Zukunft zu erwartenden deutlichen Zunahme von Wiederansiedlungsprojekten ist es auch dringend geboten, die Bad Windsheimer-Leitlinien zur „Ausbringung von Wildpflanzen“ (ANL 1980) fort zu schreiben, um für Praxis und Vollzug verlässliche Vorgaben zu haben. Abschließend soll in diesem Zusammenhang auf das Internet Portal für Erhaltungskulturen einheimischer Wildpflanzen verwiesen werden <http://www.ex-situ-erhaltung.de/>, auf dem bereits eine Fülle von Informationen und Literatur zum Thema Wiederansiedlung in Deutschland zu finden ist.

### **Weiterführende Untersuchungen**

Die Erhebung zu den Populationen der Zielarten ist nur eine Momentaufnahme. Da es keine vergleichbaren flächendeckenden Bestandsüberprüfungen in der Vergangenheit gibt, ist eine Abschätzung zur zukünftigen Entwicklung der Zielarten zurzeit schwer möglich. Es ist daher wichtig, die Beobachtungen auch in den nächsten Jahren fortzusetzen und insbesondere die Verjüngung und Vermehrung der Populationen im Blick zu behalten. Da eine positive Entwicklung zu einem großen Teil von der Wiederherstellung geeigneter Habitats, sprich Flussrenaturierungen, abhängt, muss außerdem die Effektivität der Maßnahmen für die Zielartenpopulationen kontrolliert werden. In den meisten Fällen sind die Wasserwirtschaftsämter für die naturnahe Flussgestaltung verantwortlich, deren Grundlage Gewässerentwicklungskonzepte und Bewirtschaftungspläne sind. Letztgenannte werden im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie entwickelt, welche jedoch nur in geringem Maße den Auenzustand miteinbezieht und deren Schwerpunkt auf aquatischen Strukturen und Biozönosen liegt. Eine Herausforderung wird es in Zukunft daher sein, die Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen auch in Hinblick auf die angrenzenden terrestrischen Lebensgemeinschaften zu planen und die Konsequenzen zu überprüfen. Wichtige Kriterien für eine erfolgreiche Renaturierung ist die Schaffung eines Mosaiks von Umlagerungsbereichen und auch lagestabileren offenen Standorten mit entsprechender Variation in der Sedimentkorngrößenzusammensetzung, sodass die Etablierung von Pflanzen aber auch Substrat bewohnenden Tieren ermöglicht wird und gleichzeitig Rückzugsräume zur Verfügung stehen.

Neben dem Erhalt der Arten in ihren natürlichen Lebensräumen ist auch der Erhalt der genetischen Vielfalt innerhalb der Arten wichtig. Eine genetische Verarmung von ausgebrachten Populationen kann den Erfolg von Wiederansiedlungen stark vermindern.

Dieses Risiko ist besonders groß, wenn die Erhaltungskultur nur aus wenigen Spenderpflanzen herangezogen wurde und die natürliche Population auf nur wenige Individuen zusammengeschrumpft ist. Dieser Fall liegt beispielsweise bei der Ammer-Tamariske vor, sodass dringend zu einer Überprüfung der genetischen Vielfalt der Erhaltungskultur geraten wird und ob ggf. eine genetische Auffrischung mit genetisch ähnlichem Material anderer Einzugsgebiete erfolgen kann.

### **Ergänzende Diskussionspunkte nach Abschluss-Präsentation vom 27.02.2018**

Da der langfristige Erhalt der Zielarten vor allem von der großräumigen Wiederherstellung geeigneter Habitate abhängt, liegt in Zukunft ein großer Schwerpunkt auf Flussrenaturierungen. Momentan sind entsprechende Maßnahmen vor allem durch begrenzt, dass die flussnahen Flächen meist in Privatbesitz sind und dadurch nicht durch die Flusssdynamik beeinträchtigt werden dürfen. Wo der Flächenerwerb gelingt, werden durch die Wasserwirtschaftsämter eigendynamischer Prozesse zugelassen oder diese durch die Entnahme von Uferverbau gefördert (Vortrag B. Müller). Die meisten Maßnahmen dienen der Zielerreichung der Wasserrahmenrichtlinie, die sich hauptsächlich auf den Fließgewässerkörper bezieht und angrenzende Auenbereiche nicht berücksichtigt. Die Förderung von Dynamik und natürlichen Prozessen am Fluss hat jedoch fast immer auch positive Auswirkungen auf die Auenhabitate. Arten, wie das Uferreitgras, können also von den Bemühungen im Rahmen der WRRL profitieren (Neukirchen 2018). Eine Lockerung der Richtlinie wird derzeit in Brüssel diskutiert, was sich wiederum nachteilig auf die Bestrebungen zur Renaturierungen und somit negativ auf die Entwicklung der gefährdeten Arten auswirken kann (Anmerkung WWF Österreich). Eine oft diskutierte große Chance für die Verbesserung der hydromorphologischen Bedingungen an den Flüssen im Projektgebiet bietet das baldige Auslaufen der Kraftwerkskonzessionen z.B. der Walchensee-Ausleitung an der Isar. Im Zuge der Verlängerungen könnten neue Forderungen an die Betreiber gestellt werden, eine naturnähere Abfluss- und Geschiebedynamik zuzulassen oder Wasserkraftwerke gänzlich aus dem Betrieb zu nehmen.

Die Potentialstudie liefert mit den aktuellen Erhebungen und Prioritätenreihung die Grundlage für die Entwicklung konkreter Projektideen zur Förderung der Zielarten. Inwiefern die Bestände weiterhin überwacht werden können und ein langfristiges Monitoring der Wiederansiedlungen über das Alpenflusslandschaften-Projekt hinaus gewährleistet werden kann, bleibt unklar. Von Seiten des BayLfU besteht die Schwierigkeit der Finanzierung mehrjähriger Projekte (Anmerkung A. Zehm). Die Fortführungen begonnener Maßnahmen und deren Erfolgskontrolle hängt wahrscheinlich von dem freiwilligen Engagement der beteiligten Behörden und Naturschutzvereinen ab. Derzeit mangelt es an einer zentralen Datensammlung zu einzelnen Projekten, sodass die Veröffentlichung erhobener Daten und Projektplanungen, sowie die Kommunikation und aktive Netzwerke der Akteure für eine Fortführung der Maßnahmen von besonderer Bedeutung ist.

## Danksagung

Unser Dank gilt allen fleißigen Unterstützern bei der Feldarbeit bzw. Datensammlung und Datenbereitstellung.

Besondere Dank an die freiwillige Mitarbeit von:

Dr. Thomas Wagner (TU München) bei der Feldarbeit und Datenbereitstellung,

Stefanie Seifert (Regierung von Oberbayern) und

Katharina Strobl (TU München, Regierung von Oberbayern) für ihre Unterstützung im Feld,

Ursula Arnold-Reich, Fabian Unger und Dr. Sabine Tappertzhofen (LBV) für die Hilfe bei der Ameisenbestimmung und -sammlung sowie

Raphael und Sebastian Müller und Christoph Scheuermann bei der Unterstützung der Bootsbefahrungen von Ammer, Lech, Loisach und Isar.

Vielen Dank für die Bereitstellung wichtiger Daten und Hinweise zur Zielartenverbreitung:

Dr. Andreas Fleischmann (Botanische Staatssammlung)

Fritz und Barbara Gindhart

Dr. Helmut Kudrnovsky (A-Kematen)

Marcel Ruff (Bayerisches Landesamt für Umwelt)

Franz Speer (Rettet die Isar jetzt e.V.)

Dr. Andreas Zehm (Bayerisches Landesamt für Umwelt)

Vielen Dank an die Studierenden von TU München und FH Erfurt für ihre Unterstützung im Rahmen von Abschluss- und Projektarbeiten:

Katharina Beck (B.Sc.), Franziska Ewald (B. Sc.) & Christoph Scheuermann (B. Sc.) (TUM)

Sabrina Behrendt (B. Sc.) (TUM)

Lukas Burkel (B. Sc.) (FH Erfurt) und

Manuel Neukirchen (M. Sc.) (TUM)

Ein großes Dankeschön an die unkomplizierte Ausstellung der naturschutzrechtlichen Ausnahmegenehmigungen für Oberbayern/Schwaben und die Bereitstellung amtlicher Daten:

Andrea Burmester und Sigrid Rossiwal (Regierung von Oberbayern),

Werner Höß, Alois Liegl und Günter Riegel (Regierung von Schwaben),

Bayerische Staatsforsten, im Besonderen Hans-Peter Schöler (Forstrevier Böbing),

Wolfgang Kraus und Bernadette Wimmer (Landratsamt Garmisch-Partenkirchen),

Joachim Kaschek (Landratsamt Bad Tölz-Wolfratshausen)

Bernhard Müller (Wasserwirtschaftsamt Weilheim)

Julia König (Wasserwirtschaftsamt Kempten)

Und nicht nur zu guter Letzt vielen Dank an Ingrid Kapps und Kerstin Josten vom Lehrstuhl für Renaturierungsökologie für die Unterstützung bei administrativen Belangen und der Organisation von Auftakt- und Abschlussworkshop.

## Literatur

- ANL (1980) Leitlinien zur Ausbringung von Wildpflanzen. Tagungsbericht ANL 5/80: 111-114.
- ASK (2016) Artenschutzkartierung Bayern n. p., Karten der Zielarten, BayLfU Andreas Zehm 16.02.2016 in lit.
- Baur P A, Egger G, Lautsch E & Schmidlein S (2015) Artenschutzprojekt Zwerg-Rohrkolben (*Typha minima* Funk ex Hoppe) dargestellt am Beispiel der neu eingebürgerten Population an der Obere Drau in Kärnten: Carinthia II 205: 503-536.
- Baur P A, Egger G, Lautsch E & Schmidlein S (2015) Ökologie und Entwicklung des Zwerg-Rohrkolbens (*Typha minima* Funk ex Hoppe): Die Wiederansiedlung im Europaschutzgebiet Obere Drau (Österreich). Tuexenia 37: 163-177.
- Behrendt S (2017) Veränderungen der Auenstruktur an den Oberläufen von Lech, Loisach und Isar und die Auswirkungen auf den historischen Rückgang der Deutschen Tamariske (*Myricaria germanica* (L.) DESV.). Bachelorarbeit, TU München 42 S.
- BIB (2016) Bayerischer Informationsknoten Botanik n.p., Karten der Zielarten BayLfU Andreas Zehm 16.2.2016 in lit.
- Bill H-C (2000) Besiedlungsdynamik und Populationsbiologie charakteristischer Pionierpflanzen nordalpiner Wildflüsse. Görlich & Weiershäuser GmbH. 178 S.
- Bill, H-C, Spahn P, Reich M. & Plachter H (1997) Bestandsveränderungen und Besiedlungsdynamik der Deutschen Tamariske, *Myricaria germanica* (L.) Desv. an der Oberen Isar (Bayern). Ökologie und Naturschutz 6: 137-150.
- Binder W, Gröbmaier W, Lintzmeyer K (2015) Möglichkeiten und Grenzen der Renaturierung ausgebauter Alpenflüsse- am Beispiel der Isar im Mühlthal/südlich von München. Ver. Schutz Bergwelt 80: 39-62
- Blatrix R, Galkowski C, Lebas C, Wegnez P (2013) Fourmis de France. Delachaux et Niestlé, Paris
- Burkel L (2017) Historische und aktuelle Verbreitung des Ufer-Reitgrases (*Calamagrostis pseudophragmites* (Haller f.) Koeler). BA Arbeit FH Erfurt 54 S.
- BLfU & BLfW (Bayerisches Landesamt für Umwelt & Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft) (2010) Handbuch der Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Bayern. 165 S. + Anhang, Augsburg & Freising-Weihenstephan.
- Bosch & Partner GmbH (2016) Machbarkeitsstudie- Revitalisierung der Ammer und Umbau des Kalkofenstegs im Bereich der Schnalzaue. i. A. WWF Deutschland. 82 S.
- BUWaL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) (2001): Auendossier, 2. Serie. Faktenblätter 1-6, Bern.
- Csencsics D & Holderegger R (2014) Kleiner Rohrkolben – Genetische Grundlagen für erfolgreiche Wiederansiedlungen. NLinside 4: 21–25.

Csencsics D & Müller N (2015) Die Bedeutung der genetischen Vielfalt bei Wiederansiedlungsprojekten – Untersuchungen am Zwerg-Rohrkolben (*Typha minima*) im Naturpark Tiroler Lech. ANLiegen Natur 37: 9-15.

Csencsics D, Galeuchet D, Keel A, Lambelet C, Müller N, Werner P & Holderegger R (2008) Der kleine Rohrkolben bedrohter Bewohner eines seltenen Lebensraumes. WSL Merkblatt für die Praxis 43, 8 S.

DWB (2016a) AG Flora von Bayern Verbreitungsdaten von Gefäßpflanzen der Flora von Bayern in der Diversity Workbench. – Datenexport *Calamagrostis pseudophragmites*, *Myricaria germanica*, *Typha minima* durch M. Ruff am 15-11-2016. Daten veröffentlicht durch Staatliche Naturwissenschaftliche Sammlungen Bayerns.

DWB (2016b) AG Flora von Bayern Verbreitungsdaten von Gefäßpflanzen der Flora von Bayern in der Diversity Workbench. - Datenexport *Calamagrostis pseudophragmites*, *Myricaria germanica*, *Typha minima* durch M. Ruff an N. Müller am 17-11-2016. Daten veröffentlicht durch Staatliche Naturwissenschaftliche Sammlungen Bayerns.

DWB (2018) AG Flora von Bayern Verbreitungsdaten von Gefäßpflanzen der Flora von Bayern in der Diversity Workbench. - Datenexport *Calamagrostis pseudophragmite*, *Myricaria gemanica*, *Typha minima* durch M. Ruff an N. Müller am 11-01-2018. Daten veröffentlicht durch Staatliche Naturwissenschaftliche Sammlungen Bayerns.

Egger G, Angermann K & Gruber A (2010) Wiederansiedlung der Deutschen Tamariske (*Myricaria germanica* (L.) Desv.) in Kärnten. Carinthia II: 393-418.

Fink S, Lanz T, Stecher R, & Scheidegger C, (2017) Colonization potential of an endangered riparian shrub species. Biodiversity and Conservation. 26 (9), 2099-2114.

Flavio HM, Ferreira P, Formigo N & Svendsen JC (2017) Reconciling agriculture and stream restoration in Europe: A review relating to the EU Water Framework Directive. Science of the Total Environment 596: 378-395.

Goidefroid S et al. (2011) How successful are plant species reintroductions? Biological Conservation 144: 672-682.

Grossrieder M, Zettel J (1999) Auensukzession und Zonation im Rottensand (Pfywald, Kt. VS): III. Wiederbesiedlung einer Überschwemmungsfläche durch Ameisen (Hymenoptera, Formicidae). Mitt. Schweiz. Ent. Ges. 72: 153-164.

Hering D (1995a) Nahrung und Nahrungskonkurrenz von Laufkäfern und Ameisen in einer nordalpinen Wildflußaue.- Archiv für Hydrobiologie Supplement 101 (Large Rivers 9): 439-453

Hering D (1995b) Nahrungsökologische Beziehungen zwischen limnischen und terrestrischen Zoozönosen im Uferbereich nordalpiner Fließgewässer. Dissertation Philipps-Universität Marburg.

Juszczuk I (2016) Auswirkungen von Ausleitungskraftwerken auf die Auenvegetation an der Oberen Isar. Masterarbeit, Karlsruher Institut für Technologie.

Kammerer H (2009) Machbarkeitsstudie Deutsche Tamariske, *Myricaria germanica*, im Gesäuse. Im Auftrag der Nat. Park Gesäuse GmbH, 94 S.



- Keller, I, Zettel, J (2001a) Contribution to the autecology of *Formica selysi* BONDROIT, 1918 (Hymenoptera, Formicidae) in a mature steppe and a newly created alluvial zone at Pfynwald (Switzerland): I. Feeding ecology. Mitt. Schweiz. Ent. Ges. 74: 183-193.
- Keller I, Zettel J (2001b) Contribution to the autecology of *Formica selysi* BONDROIT, 1918 (Hymenoptera, Formicidae) in a mature steppe and a newly created alluvial zone at Pfynwald (Switzerland): II. Habitat use. Mitt. Schweiz. Ent. Ges. 74: 227-236.
- Koch C & Kollmann J (2012) Clonal Re-Introduction of Endangered Plant Species: The Case of German False Tamarisk in Pre-Alpine Rivers. Environmental Management 50: 217–225.
- Kudrnovsky H (2013) Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von *Myricaria germanica* in den Ostalpen. Dissertation Universität Wien. 529 S.
- Lebas C, Galkowski C, Blatrix R & Wegnez P (2016) Fourmis d'Europe occidentale. 415 S., Delachaux et Niestlé, Paris.
- Lener F-P, Egger G & Karrer G (2013) Sprossaufbau und Entwicklung der Deutschen Tamariske (*Myricaria germanica*) an der Oberen Drau (Kärnten, Österreich). Carinthia II 123: 515 -552.
- Lude A (1995) Die Ameisenzönose (Hymenoptera, Formicidae) der Oberen Isar und ihre Anpassungen an die Flußdynamik. Dipl. Arb., Marburg.
- Lude A, Reich M, Plachter H (1996) Ameisen (Hymenoptera, Formicidae) in störungsgeprägten Lebensräumen einer nordalpinen Wildflußlandschaft. Verh. Gesell. Ökol. 26: 551-558.
- Lude A, Reich M, Plachter H (1999) Life strategies of ants in unpredictable floodplain habitats of Alpine rivers (Hymenoptera: Formicidae). Entomol. Gen. 24/2: 75-91.
- Meusel H (1978) Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Text. Bd. 2. – Jena.
- Michielon B & Sitzia T (2015) Translocazione di (*Myricaria germanica* (L.) Desv.) in Alto Adige/Südtirol. Gredleriana 15: 43-60.
- Müller N (1995) Wandel von Flora und Vegetation nordalpiner Wildflußlandschaften unter dem Einfluß des Menschen. Ber. ANL 19: 125-187.
- Müller N (2007) Zur Wiederansiedlung des Zwergrohrkolbens (*Typha minima* Hoppe) in den Alpen - eine Zielart alpiner Flusslandschaften. Natur in Tirol, Bd. 13: 180-193.
- Müller N (2008) Zwischenbericht (6. Bericht) zur Artenhilfsmaßnahme im Tiroler Lechtal. i. A. Tiroler Landesregierung: 16 S.
- Müller N (1991) Verbreitung, Vergesellschaftung und Rückgang des Zwergrohrkolbens (*Typha minima* Hoppe). – Hoppea 50: 323–341.
- Müller N & Scharm, S. (2001) The importance of seed rain and seed bank for the recolonisation of gravel bars in alpine rivers. Papers in commemoration of Prof. Dr. S. Okuda's retirement: Studies on the vegetation of alluvial plants. Yokohama. 127-140.
- Neukirchen M (2018) Steuernde Faktoren für Schutz und Wiederansiedlung von *Calamagrostis pseudophragmites* an bayerischen Alpenflüssen. Masterarbeit, TU München, 87 S.

Nikowitz T (2011) Wiederansiedlungsversuch der Deutschen Tamariske (*Myricaria germanica*) an der Oberen Traun. Zwischenbericht 13 S.

Pfeuffer E (2003) Der Idas-Bläuling (*Plebejus idas* LINNAEUS 1771) am Lech. Ber. Naturwiss. Ver. Schwaben 107: 64-81.

Reber A, Meunier J, Chapuisat M (2010) Flexible colony-founding strategies in a socially polymorphic ant. Anim. Behav. 79: 467-472.

Reich M (2006) Linking metapopulation structures and landscape dynamics: grasshoppers (Saltatoria) in alluvial floodplains. Articulata, Supplement 11: 154 S.

Reich M, Bargiel D & Rühmkorf H (2008) Die Obere Isar zwischen Fkm 253 und Fkm 232. Veränderungen der Vegetationsverhältnisse zwischen 1858 und 2006, Auswirkungen der Hochwasser 1999 und 2005 und Situation und Perspektive ausgewählter Zielarten. Gutachten i. A. Bayerisches Landesamt für Umwelt und Wasserwirtschaftsamt Weilheim. 136 S.

Riehl S & Zehm A (2017) Wie gelingt die Ansiedlung der Deutschen Tamariske: ANLiegen Natur 40: 4 S.

Rohde S, Schütz M, Kienast F, Englmaier P (2005) River widening: An approach to restoring riparian habitats and plant species. River Research and Applications 21: 1075-1094.

Schauer T (1998) Die Vegetationsverhältnisse an der Oberen Isar vor und nach der Teiltrückleitung. Ver. Schutz Bergwelt 63: 131-183.

Scheidegger C & Wiedmer A (2014) Genetische Untersuchungen zur Deutschen Tamariske in Tirol. Tirol Naturschutz-Publikationen 53 p., publiziert online [www.tirol.gv.at/umwelt/naturschutz/publikationen/](http://www.tirol.gv.at/umwelt/naturschutz/publikationen/)

Scheuerer M (2017) Botanische Artenhilfsmaßnahmen in Niederbayern unter besonderer Berücksichtigung von *Myricaria germanica*: Vortrag ANL Tagung 7/Füssen 16 S.

Schletterer M & Scheiber T (2008) Wiederansiedlung der Deutschen Tamariske (*Myricaria germanica* (L.) Desv.) an der Leutascher Ache (Nordtirol, Österreich). Ber. Nat.-med. Ver. Innsbruck 95: 53-65.

Seifert B (2007) Die Ameisen Mittel- und Nordeuropas. Iutra Verlags- und Vertriebsgesellschaft.

Seifert B (2003) A taxonomic revision of the Formica cinerea group (Hymenoptera: Formicidae).- Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 74: 245-272.

Steffen K, Becker T, Herr W & Leuschner C (2013) Diversity loss in the macrophyte vegetation of northwest German streams and rivers between the 1950s and 2010. Hydrobiologia 713: 1-17.

Tappert L (2013) Veränderung der Vegetation und Populationsstruktur von *Myricaria germanica* entlang der Isar zwischen 1811 und 2012. Bachelorarbeit Universität Regensburg, 57 S.

Vollmann F (1914) Flora von Bayern Ulmer, Stuttgart 840 S.

Ward JV, Tockner K & Schiemer F (1999) Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. Regulated Rivers Research and Management 15: 125-139.

Wasserwirtschaftsamt Weilheim (2017) "Hydromorphologische Maßnahmen" nach EG-WRRL für den Flusswasserkörper 1\_F375 "Isar vom Sylvensteinspeicher bis Bad Tölz (Fkm 202,8)", Umsetzungskonzept.

Werth S, Alp M, Karpati T, Gostner W, Scheidegger C & Peter A (2012) Biodiversität in Fließgewässern. Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. BAFU Bern. Merkblatt 2: 6 S.

Werth S, Weibel D, Alp M, Junker J, Karpati T, Peter A. & Scheidegger C (2011) Lebensraumverbund Fließgewässer: Die Bedeutung der Vernetzung. Wasser, Energie, Luft. 103: 11 S.

Werth S, Schödl M & Scheidegger C (2014) Dams and canyons disrupt gene flow among populations of a threatened riparian plant. *Freshwater Biology* 59: 2502-2515.

Wittmann H & Rücker Th (2006) Über ein Wiederansiedlungsprojekt der Deutschen Tamariske (*Myricaria germanica*) im Bundesland Salzburg Österreich. *Beitr. Naturk. Österreichs* 16: 91-103.

Zehm A, Niederbichler C, Wagner I, Wagner A, Scheinder C, Bissinger M, Hansbauer M (2010) Leitfaden für eine punktgenaue Arterfassung mit Rasterauswertung. Unveröffentlichtes Methodenskript des Bayerischen Landesamts für Umwelt, Augsburg.