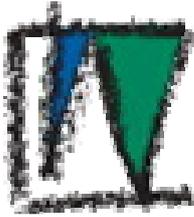


Die Verbreitung invasiver und potenziell invasiver Neophyten im Nationalpark oberösterreichische Kalkalpen sowie Notwendigkeit und Möglichkeiten ihrer Bekämpfung

Astrid Lamprecht, März 2008





Fachhochschule Weihenstephan

Abteilung Triesdorf

Fakultät Umweltsicherung

Diplomarbeit

**Die Verbreitung invasiver und potenziell invasiver
Neophyten im Nationalpark oberösterreichische Kalkalpen
sowie Notwendigkeit und Möglichkeiten ihrer Bekämpfung**

Vorgelegt von Astrid Christa Lamprecht

Betreuer: Prof. Dr. Ullrich Asmus
Dipl.-Ing. Christian Fuxjäger

Ostermiething, 14. März 2008

INHALTSVERZEICHNIS

1. EINLEITUNG	5
2. AUSGANGSSITUATION	6
2.1 BEGRIFFSERKLÄRUNGEN	6
2.2 DIE EINWANDERUNG VON NEOPHYTEN.....	7
2.3 DIE AUSBREITUNG VON NEOPHYTEN	8
2.4 ÖKOLOGISCHE UND WIRTSCHAFTLICHE KONSEQUENZEN	10
2.4.1 Gesundheitliche Folgen für den Menschen	11
2.4.2 Veränderung der Standortbedingungen	11
2.4.3 Veränderungen von evolutionären Abläufen	12
2.4.4 Auswirkungen auf die Fauna.....	12
2.4.5 Auswirkung auf die Flora.....	13
2.4.6 Wirtschaftliche Kosten	13
2.5 GEGENMAßNAHMEN	14
2.5.1 Vorsorge.....	14
2.5.2 Bekämpfung.....	14
2.6 RECHTLICHE GRUNDLAGEN UND RAHMENBEDINGUNGEN	16
2.6.1 Die Situation international.....	16
2.6.2 Die Situation in Österreich	17
2.7 DER NATIONALPARK OBERÖSTERREICHISCHE KALKALPEN	17
3. METHODIK	19
3.1 DIE ERFASSUNG DER NEOPHYTEN	19
3.1.1 Vorgehen bei der Erfassung	19
3.1.2 Die betrachteten Neophyten.....	20
3.1.3 Die Untersuchungsstrecken.....	22
3.2 DIE VERGESELLSCHAFTUNG	28
4. ERGEBNISSE	30
4.1 VORKOMMEN VON INVASIVEN UND POTENZIELL INVASIVEN NEOPHYTEN.....	30
4.1.1 Untersuchungsstrecke Großer Bach.....	31
4.1.2 Untersuchungsstrecke Weißenbach	33
4.1.3 Untersuchungsstrecke Bodinggraben.....	34
4.1.4 Untersuchungsstrecke Wallergraben.....	35
4.1.5 Die Einzelaufnahmen.....	36
4.2 BESCHREIBUNG DER ERHOBENEN NEOPHYTEN	37
4.2.1 <i>Aster novi-belgii</i> (L.) Neubelgische Aster.....	37
4.2.2 <i>Fallopia japonica</i> (HOUTT.) Japanischer Staudenknöterich.....	38
4.2.3 <i>Fallopia sachalinensis</i> (F.SCHMIDT) Sachalin-Staudenknöterich	41
4.2.4 <i>Impatiens glandulifera</i> (RAYLE) Drüsiges Springkraut.....	42
4.2.5 <i>Impatiens parviflora</i> (DC.) Kleinblütiges Springkraut	44
4.2.6 <i>Lupinus polyphyllus</i> (LDL.) Vielblättrige Lupine	46
4.2.7 <i>Rudbeckia laciniata</i> (L.) Schlitzblättriger Sonnenhut	47
4.2.8 <i>Solidago canadensis</i> (L.) Kanadische Goldrute	49
4.2.9 <i>Solidago gigantea</i> (AIT.) Riesen-Goldrute	51
4.3 DIE VERGESELLSCHAFTUNG	51

5. DISKUSSION	55
5.1 METHODIK DER ERFASSUNG.....	55
5.2 ERGEBNISDISKUSSION.....	55
5.2.1 Natürliche Selbstregulation	56
5.2.2 Zielgerichtete Bekämpfung und Regulation	56
6. ZUSAMMENFASSUNG	61
7. DANKSAGUNG	63
8. VERZEICHNISSE	64
8.1 LITERATURVERZEICHNIS	64
8.2 ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	69
8.3 TABELLENVERZEICHNIS	71
9. ANHANG.....	72
9.1 ERFASSUNG DER NEOPHYTEN	72
9.2 VERGESELLSCHAFTUNG	78

1. Einleitung

Die Ausbreitung von Arten in Gebiete, die von ihnen bisher noch nicht besiedelt wurden, ist ein natürlicher dynamischer Prozess. Nach dem Ende der letzten Eiszeit ist der Großteil aller heute in Mitteleuropa heimischen Pflanzenarten aus südlichen Refugien neu eingewandert bzw. zurückgewandert. Dem gegenüber steht die anthropogene Ausbreitung, also die Ausbreitung durch den Menschen. Sie geschieht oft unbeabsichtigt, zum Beispiel durch Samen die an landwirtschaftlichen Handelsgütern anhaften. Viele Arten wurden auch für europäische Ziergärten eingeführt oder als Nutz- und Futterpflanzen nach Europa gebracht und angebaut.

Manchen neuen Arten gelang es, sich innerhalb weniger Jahrzehnte ohne menschliches Zutun in natürlichen Lebensräumen anzusiedeln und sich zu etablieren. Diese gebietsfremden Arten werden als Neophyten bezeichnet. Rund ein Viertel aller in Österreich vorkommenden Gefäßpflanzen sind neophytische Arten. Diese sind hier nicht beheimatet sondern wurden direkt oder indirekt von Menschen eingeschleppt (ESSL & RABITSCH 2002).

Die Mehrheit der Neophyten kommt nur vereinzelt oder unstetig vor. Sie können durchaus als eine Bereicherung für die heimische Flora und Fauna angesehen werden. Sie dienen beispielsweise als Bienenweiden oder Futterpflanzen für diverse Kleintiere. Ein kleiner Teil der Neophyten kann sich jedoch in der heimischen Flora sehr erfolgreich etablieren und invasiv auftreten. Diese Einwanderer stehen in unmittelbarer Konkurrenz zu heimischen Arten um Lebensraum und Ressourcen. Dadurch können einzelne indigene Arten und deren Vergesellschaftung von ihrem natürlichen Standort verdrängt und lokal ausgerottet werden. Manche Neophyten wie die Vielblättrige Lupine (*Lupinus polyphyllus*) sind auch in der Lage die Lebensraumbedingungen wie die Stickstoffversorgung am Wuchsort nachhaltig zu verändern, so dass der Standort für die spezialisierte heimische Flora ungeeignet wird.

Im Bereich des Naturschutzes gelten invasive Neophyten neben der Zerstörung von natürlichen Lebensräumen als die zweitgrößte Bedrohung für die biologische Vielfalt weltweit.

Auch aus wirtschaftlicher Sicht können Neophyten-Reinbestände unter anderem in der Landwirtschaft sowie bei der Instandhaltung von Gewässerrändern und Schienenwegen beträchtliche Schäden und Kosten verursachen.

Trotz oder besser gesagt aufgrund ihres häufigen Auftretens wird eine flächendeckende Ausrottung gebietsfremder Arten von den meisten Experten als wirtschaftlich nicht durchführbar und ökologisch nicht sinnvoll betrachtet. Eine Ausnahme bildet jedoch die Beobachtung und wenn nötig Bekämpfung von Neophyten in kleineren räumlichen Strukturen und Regionen die beispielsweise aufgrund ihrer hohen Biodiversität als besonders schützenswert eingestuft sind. Hierzu zählen insbesondere Schutzgebiete wie der Nationalpark oberösterreichische Kalkalpen, die speziell für den Artenhalt eingerichtet wurden. Das Gebiet um das Sengengebirge und das Reichraminger Hintergebirge bietet mit seinen natürlichen Waldgesellschaften wichtige Rückzugsgebiete für viele selten gewordene Tier- und Pflanzenarten. Durch das Eindringen von invasiven Neophyten in diesen geschützten Lebensraum könnte der Erhalt und somit der Schutz der heimischen Flora und Fauna stark gefährdet sein.

Diese Arbeit beschäftigt sich mit der Frage ob invasive oder potenziell invasive Neophyten trotz geringer anthropogener Eingriffe in der Vergangenheit und Gegenwart bereits im Nationalparkgebiet auftreten. Sollte dies der Fall sein, ist abzuklären, ob diese Arten eine momentane oder potenzielle Gefährdung für die schützenswerten Ökosysteme im Nationalpark darstellen. Es soll diskutiert werden, ob eine Regulierung der zugewanderten Arten nötig und möglich ist und wie etwaige Maßnahmen zum Schutz der heimischen Flora und Fauna aussehen könnten.

2. Ausgangssituation

2.1 Begriffserklärungen

Als **Neobiota** werden gebietsfremde, „exotische“ Organismen bezeichnet, die sich unter direkter oder indirekter Mithilfe von Menschen in einem bestimmten Gebiet ansiedeln konnten. Neobiota gibt es bei Tieren (Neozoen), bei Pilzen (Neomyzeten), bei Mikroorganismen und bei Pflanzen (Neophyten). Den Neobiota gegenüber stehen die einheimischen Organismen, die so genannten **indigenen Arten**. Dazu zählen auch jene Arten die ohne menschliches Zutun nach der letzten Eiszeit aus den Refugialräumen des Mittelmeeres zurück nach Mitteleuropa gewandert sind.

Nach dem Zeitpunkt ihres ersten Auftretens in einem bestimmten Gebiet werden nicht einheimische Pflanzenarten in zwei Kategorien unterschieden. Dabei spielt das Jahr 1492, die Entdeckung Amerikas, eine entscheidende Rolle. Pflanzenarten die durch menschlichen Einfluss vor 1492 zum Beispiel im Zuge des Ackerbaus nach Mitteleuropa gelangt sind, werden als **Archäophyten** bezeichnet. Dem gegenüber stehen die **Neophyten**, die erst nach der Entdeckung Amerikas in dieses Gebiet gelangten.

Der Terminus Neophyt ist aber keine sprachliche Neubildung aus dem 20. Jahrhundert. Das griechische Stammwort νεοφυτος bedeutet „neu gepflanzt“ und findet sich bereits in Aufzeichnungen aus dem fünften vorchristlichen Jahrhundert. (SUKOPP 1995)

Als **invasive Neophyten** werden im Allgemeinen jene gebietsfremden Arten bezeichnet, die durch ihr massenhaftes Auftreten nachweislich negative Auswirkungen auf andere Arten, Lebensgemeinschaften und/oder Biotope haben. Sie können zum Beispiel in Konkurrenz um Licht, Nährstoffe oder Wasser mit einheimischen Pflanzen treten und diese durch ihre hohe Konkurrenzkraft verdrängen. Auch indigene Tierarten können dadurch gefährdet und die Struktur des Biotoptyps stark verändert werden. Die Standorteigenschaften wie Nährstoffversorgung und Wasserhaushalt können sich ebenso ändern wie ökosystemare Prozesse. Dazu zählt beispielsweise die Sukzession einer Brachfläche hin zum natürlichen Waldstandort. (ESSL & RABITSCH 2002)

Als **potenziell invasive Neophyten** werden Pflanzenarten bezeichnet, die sich aktuell so stark ausbreiten, dass sie wahrscheinlich in einigen Jahren bis wenigen Jahrzehnten invasive Neophyten sein werden. Oft treten diese Pflanzenarten in naturräumlich vergleichbaren Regionen benachbarter Länder schon invasiv auf, in Österreich jedoch (noch) nicht. (ESSL & RABITSCH 2002)

Des Weiteren kann man laut SUKOPP (1995) nicht heimische Pflanzen nach dem Grad der Einbürgerung in die heimische Vegetation betrachten. Gewöhnlich werden zwei Gruppen unterschieden:

- Die unetablierten beziehungsweise nicht etablierten Arten.
Dazu zählen zum einen die **Ergasiophyten**, zum Beispiel Gartenpflanzen, die sich nur mit andauernder menschlicher Pflege in der heimischen Flora halten können. Zum anderen gehören hierzu die **Ephemerophyten**, die beispielsweise als Warenbegleiter an Südfrüchten oder Wolle nach Europa gelangen und hier sporadisch auch wild wachsend anzutreffen sind. Mangels Vermehrungsfähigkeit können sich diese Pflanzenarten in der neuen Umgebung jedoch nicht dauerhaft halten.
- Die eingebürgerten beziehungsweise etablierten Arten.
Darunter versteht man zum einen **Epökophyten** oder Kulturabhängige, zu denen die meisten Ackerunkräuter und damit besonders viele Archäophyten gehören. Als etabliert werden zum anderen **Agriophyten** angesehen, also nicht heimische Pflanzen die sich im naturnahen Raum vermehren und sich so dauerhaft halten können. In dieser kleinen Gruppe befinden sich viele Neophyten.

2.2 Die Einwanderung von Neophyten

Vor rund 180 Millionen Jahren, in der früheren Trias, begann der Urkontinent Pangaea auseinander zu driften. Unüberwindbare Barrieren wie Ozeane oder mächtige Gebirgszüge verhinderten eine interkontinentale Artenausbreitung. Dies sorgte für eine isolierte Artenentwicklung auf den einzelnen Kontinenten und Inseln über Millionen von Jahren. Natürliche Ausbreitungsprozesse von Pflanzenarten in zuvor von ihnen unbesiedelten Bereichen fanden langsam und nur über kurze Distanzen statt.

Erst mit dem Menschen als Transportmedium gelang es Pflanzenarten ihr ursprüngliches Verbreitungsgebiet sprunghaft zu erweitern und sich in Gebieten anzusiedeln, die für sie auf natürlichem Weg nicht erreichbar gewesen wären. Dies gelang durch beabsichtigte oder unbeabsichtigte Verschleppung einzelner Arten, aber auch durch die Beseitigung von Ausbreitungshindernissen wie beispielsweise die Verbindung von Ozeanen und Fließgewässersystemen durch Kanäle. Seit der Suezkanal die Trennung zwischen Rotem Meer und Mittelmeer aufhob gelangten bis heute rund 300 Neobiota ins Mittelmeer (KOWARIK 2003).

Die ersten nicht einheimischen Arten gelangten in urgeschichtlicher Zeit mit Einführung des Ackerbaus und der Viehzucht in europäische Gebiete. Sie wurden unter anderem als Kulturpflanzen oder unbeabsichtigt als Ackerunkräuter eingeschleppt. Der erste große Ausbreitungsschub erfolgte in den ersten Jahrhunderten nach Entdeckung des amerikanischen Kontinentes 1492 durch den aufkeimenden Welthandel und Verkehr. Mit der Einführung der Eisenbahn und Dampfschiffahrt im 19. Jahrhundert und der damit verbundenen leicht gemachten Überwindung großer Distanzen erfolgte ein weiterer Invasionsschub von Neophyten, der bis heute anhält. (SUKOPP 1995)

Für die neophytischen Gefäßpflanzen in Österreich stellt der Import als Nutz- oder Zierpflanze den wichtigsten Einführungsweg dar. Die Arten wurden in erster Linie als Zierpflanze oder für botanische Gärten, als Futterpflanze für Haustiere und Wild, als Nutzpflanze oder Bienenweide nach Europa gebracht und angebaut. Etwa 59% der Neophyten Österreichs (652 Taxa) sind nachweislich oder mit hoher Wahrscheinlichkeit aus Kulturen verwildert. Rund 33% (372 Taxa) wurden unbeabsichtigt eingeschleppt oder es wird dies zumindest stark vermutet. (ESSL & RABITSCH 2002)

In Tabelle 1 wird am Beispiel der Republik Tschechien veranschaulicht, für welchen Verwendungszweck heute dort wild wachsende gebietsfremde Arten ursprünglich eingeführt wurden.

Tabelle 1: Verwendungszweck von absichtlich eingeführten und heute wild vorkommenden Archäo- und Neophyten Tschechiens; einschließlich Mehrfachnennungen; n=688; (PYSEK et al. 2002)

Verwendung	Arten	[%]
Zierpflanzen	511	74,3
Nahrungspflanzen	149	21,7
Medizinische Heilpflanzen	99	14,4
Futterpflanzen	74	10,8
Landeskulturelle Zwecke	44	6,4
Bienenpflanzen	37	5,4
Ölpflanzen	13	1,9
Holzproduktion	13	1,9
Färbepflanzen	8	1,2
Faserpflanzen	6	0,9
Andere Verwendungszwecke	5	0,7

Durch das Anhaften von Samen an Transporteinheiten, Lebensmitteln oder diversen anderen landwirtschaftlichen Produkten wie Baumwolle, ist gerade an Güterumschlagplätzen wie großen Häfen oder Bahnhöfen in der Regel eine außergewöhnlich hohe Zahl an gebietsfremden Arten anzutreffen. Von dort aus, sowie aus Gärten und Pflanzenzuchten, konnten sich diese nicht heimischen Arten mit der Zeit auswildern und ausbreiten. Bei nur wenigen dieser Arten erfolgte der Ausbreitungsweg jedoch unmittelbar aus der Fläche. Oft kamen diese Ausbreitungserfolge erst durch anthropogene Umweltveränderungen oder sekundäre Ausbreitungsmechanismen wie die Entsorgung von Gartenabfällen zustande (Asmus 1979).

Die meisten in Europa angekommenen Arten stammen ursprünglich aus dem östlichen Nordamerika, gefolgt vom westlichen Nordamerika und Ostasien (JÄGER 1968, 1977). Mit gleicher Häufigkeitsverteilung sind in diese Gebiete auch europäische Arten eingewandert. Diese weisen allerdings bei der Einbürgerung in außereuropäischen Ländern wesentlich höhere Erfolgsquoten auf als umgekehrt (CASTRI 1989). Europäische Arten werden seit mehreren tausend Jahren mit weit reichenden, häufig veränderten Landnutzungen konfrontiert. In anderen Teilen der Welt wie Nord- und Südamerika reicht die Einflussnahme durch den Menschen noch nicht so lange zurück und die dort heimischen Arten reagieren deshalb oft empfindlicher auf neue Zuwanderer als dies in Mitteleuropa der Fall ist.

Die drei Hauptursprungsländer der bei uns eingewanderten Neophytenarten sind wie Österreich durch ein gemäßigtes Laubwaldklima gekennzeichnet. Nur sehr wenige Neophyten aus klimatisch viel wärmeren Ursprungsgebieten sind in der Lage, den strengen mitteleuropäischen Winter zu überleben um sich dauerhaft zu halten. (ESSL & RABITSCH 2002)

Besonders dramatisch verläuft oft die Einführung von Neophyten auf Inseln. Es handelt sich hierbei häufig um lang isolierte, empfindliche Ökosysteme, deren Artengemeinschaft sich ungestört und ohne großen Konkurrenzdruck entwickeln konnte. Anders als am Festland, wo Nahrungsketten sehr stark vernetzt sind, findet man auf Inseln häufig lineare Strukturen. Für jede Planstelle im System gibt es zum Teil nur eine Tier- oder Pflanzenart, die diesen Platz für sich beansprucht. Wird dieser Organismus durch eine neu eingewanderte Art verdrängt, können ganze Bereiche der Nahrungskette aus dem Gleichgewicht kommen und zusammenbrechen.

Auf Hawaii übersteigt die Biomasse der Neophyten bereits die der heimischen Arten und über 10% der ursprünglichen Vegetation wurden bereits verdrängt. Vor ihrer polynesischen Besiedelung vor 1.400 Jahren gelang etwa alle 50.000 Jahre eine Art durch natürliche Fernausbreitung auf die Insel. Nach der Entdeckung durch Kapitän Cook im Jahre 1778 stieg die Zuwanderungsrate von gebietsfremden Pflanzenarten auf rund 20 Arten pro Jahr (KOWARIK 2003). Da es sich bei Inselarten häufig um Endemiten handelt, also um Arten, die weltweit nur dort vorkommen, bedeutet Verdrängung aus dem angestammten Lebensraum hier meist das gänzliche Aussterben der Art (Online: FloraWeb).

2.3 Die Ausbreitung von Neophyten

Die Ersteinführung einer Art ist zwar Voraussetzung für eine weitere Ausbreitung, garantiert deren Erfolg aber keineswegs. Oft liegen zwischen den beiden Vorgängen mehrere Jahre oder Jahrzehnte. Der aus Asien stammende Götterbaum (*Ailanthus altissima*) wurde Mitte des 18. Jahrhunderts nach Europa gebracht und seit 1780 häufig als Zierbaum unter anderem im deutschen Berlin angepflanzt. Erst nach dem Zweiten Weltkrieg, 170 Jahre später, kam es zur Massenausbreitung der Art, nachdem durch die Zerstörung der Stadt zahlreiche offene Schuttstandorte entstanden. Die Zeitspanne zwischen der Ersteinführung gebietsfremder Arten und dem Beginn der Ausbreitung wird als „time-lag“ bezeichnet. Bei den eingeführten Gehölzen in Berlin und Brandenburg liegt dieser im Durchschnitt bei 147 Jahren, mit Extremen von acht bis 388 Jahren. (KOWARIK & BÖCKER 1984; KOWARIK 1991) Wäre es möglich die Zufuhr neuer Arten augenblicklich zu

stoppen, würde es wegen der Time-lag-Effekte immer wieder zu neuen Invasionen aus dem Pool der bereits vorhandenen Arten kommen. (KOWARIK 2003)

Ob sich die gebietsfremde Pflanzenart in der heimischen Flora etablieren kann, hängt generell von zwei Faktoren ab. Einerseits müssen Lebensräume und geeignete Umweltbedingungen für die gebietsfremde Art vorliegen und andererseits müssen diese erreichbar sein. Zweiteres kann sich bei Pflanzen oft wesentlich schwieriger gestalten als bei Tieren, die selbstständig wandern können. Bei der Verbreitung von Pflanzenarten spielen weltweit lineare Ausbreitungskorridore eine wichtige Rolle. Natürlicherweise übernehmen dies oberirdische Fließgewässer, die verschiedenste Lebensraumtypen netzartig durchziehen. Die Fluss- und Bachränder bieten auf weite Strecken einen relativ lichten und homogenen Lebensraum. Im Gegensatz zu geschlossenen Beständen, wie intakten Waldgesellschaften, bilden sich an den Ufern unter anderem durch Hochwässer häufig Störzonen und somit ideale Bedingungen für den Aufwuchs und die Verbreitung vieler neophytischer Arten. Dazu kommt noch, dass das Wasser eine unverzichtbare Rolle beim Transport von Samen und Pflanzenstücken spielt, die an anderer Stelle austreiben und sich erneut vermehren können. Im anthropogen geprägten Raum übernehmen unter anderem Schienenverkehrsstrecken, Straßen- und Wegränder die Funktion als Ausbreitungskorridore.

Untersuchungen im Urwald von Bialowieza, einem Nationalpark im Grenzgebiet zwischen Polen und Weißrussland, haben ergeben, dass einige Neophyten erst nach dem Bau von Wegen, Straßen und Eisenbahnen in die naturnahe Vegetation eingedrungen sind, ohne dass diese zuvor gestört wurde. Entscheidend war hier die Aufhebung der Isolation zwischen Ausbreitungsquelle und geeignetem Wuchsort. (FALINSKI 1986)

Für die Ausbreitung eingewanderter Arten in einem bestimmten Gebiet oder entlang von Korridoren gibt es mehrere Mechanismen. Unter natürlichen Bedingungen werden viele Arten durch Wind und Wasser verbreitet. Dazu benötigen die Pflanzen gute flug- oder schwimmfähige Samen, wie sie beispielsweise der Gewöhnliche Feinstrahl (*Erigeron annuus*) hat, dessen Samen kleine Flugschirmchen besitzen und so leicht vom Wind erfasst werden. Weitere Mechanismen sind unter anderem der Transport von Samen durch Anhaften an Tieren oder durch verzehrfähige Früchte, deren Samen anderorts wieder unbeschädigt ausgeschieden werden kann.

Oft ist die Ausbreitung auch direkt auf menschliches Wirken zurückzuführen. *Fallopia spp.* bilden in Europa kaum generative Samen, sondern breitet sich hauptsächlich vegetativ über das Wachstum von Rhizomen, unterirdischen Sprossausläufern, aus. Werden kleine Rhizom- oder Sprosstücke beispielsweise durch Bautätigkeiten abgetrennt, können diese auf geeignetem, feuchten Substrat wieder austreiben.

Am auffälligsten von der Ansiedlung gebietsfremder Arten betroffen sind Lebensräume, bei denen das natürliche ökologische Gleichgewicht durch anthropogenes Eingreifen bereits gestört vorliegt. Dazu zählen unter anderem brachliegende Kulturlflächen, forstwirtschaftliche Kahlschlagflächen und aufgelassene Industrie- oder Gewerbeflächen, aber auch weitere beeinflusste Standorte wie Straßenböschungen, Bahn- und Gewässerdämme und Uferbereiche von Fließgewässern. In geschlossenen Vegetationsbeständen ist die Ressource „Raum“ vollkommen besetzt und folglich die Etablierung neuer Arten sehr erschwert (SUKOPP & SUKOPP 1993).

Bislang ist es in Europa 277 gebietsfremden Arten gelungen, sich auch in naturnaher Vegetation zu etablieren (LOHMEYER & SUKOPP 1992, 2001). Viele Agrio- und Neophyten kommen an Standorten vor, die durch starke natürliche Störungen geprägt sind, wie Uferbereiche von Flüssen, Gebiete mit häufigen Hangrutschungen oder Bränden.

Diese Störungen, egal ob anthropogen oder natürlich entstanden, führen zu offenen, konkurrenzarmen Standorten, auf denen sich gebietsfremde Arten besser als in geschlossenen Beständen etablieren können. Die Auswirkungen anthropogener und natürlicher Mechanismen überlagern sich oft und sind dadurch nicht deutlich zu unterscheiden. Beispielsweise wird häufig bei Uferverbauungsmaßnahmen die natürliche Gewässerrandvegetation gerodet und durch Hochwässer angeschwemmte Samen finden im lichten Uferbereich geeignete Aufwuchsbedingungen.

In den geschlossenen Waldgesellschaften Mitteleuropas sind nur wenige Neophyten anzutreffen, wobei die Artenzahl mit steigender Meereshöhe und dem damit verbundenen raueren Klima noch zusätzlich abnimmt.

Sind invasive Neophyten erst auf einem neuen, passenden Standort angekommen, erfolgt die Ausbreitung auf der Fläche meist sehr schnell. Dabei nützen gebietsfremde Arten ihre in der Regel sehr hohe Konkurrenzkraft gegenüber indigenen Pflanzen und Pflanzengesellschaften. Diese ist unter anderem durch eine hohe Samenproduktion, schnelles Wachstum und die Bildung dichter Bestände bedingt. Oft sind Neophyten im besonderen Maße tolerant gegenüber Störungen und weisen eine weite ökologische Amplitude auf. Was bedeutet, dass sich die einzelnen Pflanzen mit sehr unterschiedlichen Umweltbedingungen gut arrangieren können.

Ein großes Problem bei der Ausbreitung von Neophyten ist häufig der Mangel an natürlichen Konkurrenten, Fressfeinden oder Parasiten, die in den meisten Fällen nicht mit eingeschleppt wurden. Laut ZWÖLFER (1976) leben in Nordamerika 293 Phytophage, sprich Pflanzenteile fressende Insekten an der Goldrute (*Solidago spp.*). In Deutschland wurden bisher allerdings nur zwei Phytophagen an der Goldrute beobachtet. Eine vergleichende Untersuchung an drei Arten der Gattung *Impatiens* ergab, dass auf den beiden neophytischen Arten *Impatiens parviflora* und *Impatiens glandulifera* nur halb so viele Phytophage beheimatet sind wie auf der heimischen Art *Impatiens noli-tangere* (SCHMITZ 1991). Aufgrund dieses häufigen Mangels an Konkurrenten und spezifischen Herbivoren können viele krautige Neophyten ihre ganze Energie in die Produktion von Biomasse und/oder in die Reproduktion der Art investieren. (ESSL & RABITSCH 2002)

Gelegentlich ist nach einer ausgeprägten Expansion einer Art ein natürlicher Rückgang in der Arealausbreitung oder Häufigkeit der Art zu beobachten. Laut ESSL & RABITSCH (2002) sind die Ursachen für ein solches Verhalten nicht immer eindeutig. Das Auftreten von neuen Neobiota, wie beispielsweise Parasiten, oder die steigende Konkurrenz durch neu eingewanderte Neophyten können solche dynamischen Prozesse verursachen.

2.4 Ökologische und wirtschaftliche Konsequenzen

Die meisten bei uns verbreiteten Neophyten stellen keine Bedrohung für die heimische Pflanzen- und Tierwelt dar. Von den in Österreich vorkommenden 4.060 verschiedenen Gefäßpflanzenarten zählen 1.110 Arten zur Gruppe der Neophyten. 75% der gebietsfremden Arten kommen jedoch ausschließlich unbeständig vor. Nur 224 Neophytenarten also rund 20% konnten sich in der heimischen Pflanzenwelt etablieren, was bedeutet, dass sie sich über mehrere Generationen auf einem bestimmten Standort halten und vermehren können. Bei 5% der Neophyten wird eine lokale Etablierung vermutet. Nur 35 dieser 224 etablierten Arten sind als invasiv oder potenziell invasiv eingestuft und stellen so nachweislich eine Gefährdung für die heimische Fauna und Flora dar. (ESSL & RABITSCH 2002)

Laut WILLIAMSON (1993) lassen sich Folgen biologischer Invasionen mit der Zehner-Regel („tens rule“) grob abschätzen. Sie besagt, dass sich etwa 10% der eingeführten Arten ausbreiten, 10% hiervon einbürgern und wiederum 10% der eingebürgerten Arten Probleme in verschiedenster Weise bereiten.

Aus Sicht des Naturschutzes werden Neophyten zur Gefährdung, wenn sie heimische Pflanzenarten verdrängen, in ihrem Wuchs und ihrer Ausbreitung stark behindern oder das Landschaftsbild unerwünscht verändern. Es besteht ein weltweiter Konsens darüber, dass gebietsfremde Arten die zweitgrößte Bedrohung für die biologische Vielfalt darstellen. Als größte Bedrohung gilt die Zerstörung von natürlichem Lebensraum durch den Menschen.

Bei Beeinträchtigungen von naturnahen Lebensgemeinschaften durch gebietsfremde Arten darf man nicht außer Acht lassen, dass anthropogene Veränderungen oft der Massenbesiedlung vorausgehen. Die Ansiedlung von Neophyten ist oft nur Indikator für Störungen, die aus menschlichen Aktivitäten resultieren. (KOWARIK 2003)

Untersuchungen am Vorkommen indigener und gebietsfremder Arten auf unterschiedlich stark gestörten Standorten in Berlin von KOWARIK (1988) ergaben ein deutliches Bild. Die einheimischen Arten kommen am häufigsten auf gering bis mäßig gestörten Standorten vor. Archäophyten und Neophyten treten hingegen vermehrt auf anthropogen gestörten Standorten auf und übertreffen in ihrer Anzahl hier sogar die einheimischen Arten. Ähnliches zeigt eine Studie aus dem deutschen Niedersachsen von SCHEPKER (1998). Bei 49% von 98 problematischen Neophytenbeständen war die Voraussetzung für die Bildung der Bestände die direkte Einbringung und die Veränderung von Standort und Nutzung. Solche Veränderungen sind beispielsweise die Entwässerung von Feuchtgebieten und Einführung oder Aufgabe landwirtschaftlicher Bewirtschaftung.

Ob eine gebietsfremde Art Probleme verursacht oder nicht, steht nicht zwangsweise in Relation mit der Häufigkeit ihres Auftretens. Viele, aber nicht alle etablierte Arten sind häufiger oder stärker verbreitet als unbeständige. Aufzeichnungen von LOYMEYR und SUKOPP (1992, 2001) zeigen, dass sich die Gruppe der in Deutschland häufigsten Archäophyten und Neophyten nur teilweise mit denen der bekämpften Arten überschneidet. Das Kanadische Berufskraut (*Conyca canadensis*) gehört beispielsweise zu den häufigsten Neophyten, gilt allerdings als weitgehend unproblematisch. Dem gegenüber stehen deutlich seltenere Arten wie die Weymouths-Kiefer (*Pinus strobus*), die gerade wenn sie in naturnahe Lebensräume eindringen, Konflikte verursachen können.

Einen eher negativen Beitrag zum professionellen und fachlichen Umgang mit Neophyten leisten stark emotionale Medienberichte. Wenn in Berlin die spätblühende Traubenkirsche als „Waldpest“ deklariert wird, gegen die ein „Feldzug“ geführt werden soll, ist das der objektiven Entscheidungsfindung stark abträglich. Auch Meldungen über Neophyten, die sich wie „Krebsgeschwüre“ ausbreiten, können durch emotionale Verknüpfungen das tatsächliche Bild stark verfälschen.

Das Eindringen oder die Ausbreitung von gebietsfremden Arten in mehr oder weniger naturnahe Bereiche verursacht neben einzelner Vorteile unzählige Probleme. Je nachdem, welcher Teilbereich betrachtet wird, ergeben sich verschiedenste Auswirkungen auf das betroffene Ökosystem.

2.4.1 Gesundheitliche Folgen für den Menschen

Der Großteil der Neophyten ist für den Menschen gesundheitlich unbedenklich. Nur einige wenige Arten wie der Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*), dessen Saft auf der menschlichen Haut Verbrennungen hervorruft, sind hier als bedenklich einzustufen. Der Pollen einiger Korbblütler wie der des Beifuß-Traubenkrautes (*Ambrosia artemisiifolia*) kann bei Menschen Allergien hervorrufen. Die Sensibilisierungsraten von Allergikern steigen in diesem Bereich nachweislich und damit auch die Kosten für das Gesundheitswesen.

2.4.2 Veränderung der Standortbedingungen

Ebenso problematisch ist es, wenn durch Neophyten die Bedingungen an einem natürlichen Standort so stark verändert werden, dass die einheimische Artengemeinschaft keine passenden Aufwuchsbedingungen mehr vorfindet.

Die Vielblättrige Lupine (*Lupinus polyphyllus*) wird ebenso wie die Robinie (*Robinia pseudoacacia*) gerne zur Böschungsbegrünung bei Wegebaumaßnahmen eingesetzt. Die beiden Arten können trotz Nährstoffarmut der Fläche gut gedeihen und den Hang so schnell vor Erosion schützen. Die tiefreichenden Wurzeln der Lupine sind in der Lage, Nährstoffe aus untersten Bodenschichten an

die Oberfläche zu transportieren. Gleichzeitig sorgt eine Symbiose mit Knöllchenbakterien an den Wurzeln dafür, dass die Stickstoffversorgung der Pflanze gesichert ist. Diese beiden Mechanismen sorgen jedoch für eine nachhaltige Nährstoffanreicherung im humosen Oberboden und verschieben die Artzusammenstellung am Standort hin zu nitrophilen, häufig vorkommenden Pflanzengesellschaften.

Starke Veränderungen der räumlichen Struktur des Standortes werden von Neophyten verursacht, deren Wuchsform in dem neu eroberten Lebensraum nicht oder nur vereinzelt vorkommt. Beispielsweise können der Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*), das Drüsige Springkraut (*Impatiens glandulifera*) und neophytische Staudenknötericharten die heimischen Pflanzen auf Auenstandorten an Wuchshöhe deutlich übertreffen. Dies kann eine auffällige Höhenzunahme der Krautschicht bewirken. (KOWARIK 1999)

2.4.3 Veränderungen von evolutionären Abläufen

Die evolutionären Konsequenzen von biologischen Invasionen sind bislang wenig untersucht. Die Einwanderung von Neophyten durch das Überwinden von natürlichen Barrieren kann zur Veränderung genetischer Informationen führen. Die Genpools von Indigenen und nahe verwandten gebietsfremden Arten können sich miteinander vermischen und so Hybriden hervorbringen (ESSL & RABITSCH 2002). Dies stellt eine Bedrohung vor allem seltener indigener Arten dar. Wie stark die Hybridisierung der heimischen Schwarzpappel (*Populus nigra*) mit der neophytischen Art (*Populus x canadensis*) die indigene Art gefährdet, wurde durch HEINZE (1998a, 1998b, 1998c) intensiv untersucht.

Von großer Bedeutung kann die Fähigkeit mancher Hybriden sein, auf Standorte vorzudringen, die von den Elternarten nicht besiedelt werden konnten (LOHMEYER & SUKOPP 1992). Auch sind manche Hybride konkurrenzfähiger als ihre Ausgangsarten und können diese vom Standort verdrängen (ARNOLD & HODGES 1995).

2.4.4 Auswirkungen auf die Fauna

Nicht einheimische Pflanzen können die Tierwelt direkt durch das Angebot an Nahrung und Habitat-elemente beeinflussen. Die indirekte Beeinflussung erfolgt über die Förderung oder Verdrängung anderer Arten, die für die örtliche Fauna von Bedeutung sind.

Unter den Neophyten sind viele Gattungen wie *Solidago spp.*, *Impatiens spp.*, *Fallopia spp.* und *Heracleum spp.* die von blütenbesuchenden Insekten frequentiert werden. Bei einer Untersuchung von mehreren Neophytenarten in den Salzachauen kommt DIETER (1994) zu dem Ergebnis, dass gebietsfremde Arten jedoch nur dann als eine Bereicherung für die heimische Insektenwelt angesehen werden können, wenn in der näheren Umgebung der Bestände noch eine große natürliche Pflanzenvielfalt vorkommt. In diesem Fall nutzen die blütenbesuchenden Insekten die gebietsfremden Arten als zusätzliche Futterquelle. Kommen Neophyten jedoch in großflächigen Dominanzbeständen vor, ist die auftretende Artenvielfalt an Insekten sehr gering. Dies kann laut DIETER zur lokalen Ausrottung von spezialisierten Blütenbesuchern führen.

Mäßige Beimischungen von spät blühenden Neophyten wie *Solidago spp.* und *Impatiens spp.* in der heimischen Pflanzendecke können durchaus als Spätsommer- und Herbsttracht eine Bereicherung für Blütenbesucher darstellen. In der Regel handelt es sich dabei jedoch um eher unspezialisierte, häufig vorkommende Insektenarten, so genannte Ubiquisten.

Aussagen über die biozönotische Einbindung von Neophyten in die heimische Fauna müssen generell differenziert betrachtet werden, da sie sehr stark von der Nutzergruppe abhängen. Untersuchungen von SCHMITZ (1995, 2001) zeigen beispielsweise die unterschiedliche Nutzung von *Impatiens*-Arten durch verschiedenste Ernährungstypen von Insekten. In der nachfolgenden Tabelle sind diese Ergebnisse veranschaulicht.

Tabelle 2: Nutzung einheimischer und neophytischer *Impatiens*-Arten durch verschiedenste Insektengruppen (SCHMITZ 1995, 2001)

Insektengruppe	einheimisch	nicht einheimisch	
	<i>I. noli-tangere</i>	<i>I. parviflora</i>	<i>I. glandulifera</i>
Phytophage	21	12	8
Blütenbesucher	16	21	33
Besucher extrafloraler Nektarien	-	1	25
Blattlausfresser	4	29	21
Ameisen als Trophobioten	?	7	5

Laut KOWARIK (1999) gilt, dass Neophyten, die länger und häufiger in einem Gebiet vorkommen, von mehr spezialisierten Phytophagen genutzt werden als Neuankömmlinge. An urbanen und anthropogen stark veränderten Standorten stellen Neophyten oft eine der wenigen Nahrungsquellen für Insekten dar. Sie können dadurch lokal auch positive Auswirkungen auf unspezialisierte Insektengruppen haben. (ESSL & RABITSCH 2002)

2.4.5 Auswirkung auf die Flora

Mit ihrem dichten Wuchs und der rapiden Ausbreitung sorgen beispielsweise Staudenknötericharten dafür, dass heimische Arten nur mehr in Randbereichen der neophytischen Dominanzbestände und mit eingeschränkter Wuchshöhe gedeihen können.

In Mitteleuropa ist kein Fall bekannt, bei dem es bisher zur völligen Verdrängung einer einheimischen Art durch Neophyten gekommen ist (ESSL & RABITSCH 2002). Viele indigene Arten werden jedoch stark zurückgedrängt, was bis zur Gefährdung der Art führen kann. Laut WILCOVE et al. (1998) gelten nicht einheimische Arten für 50% der gefährdeten Arten in Nordamerika als Hauptgefährdungsursache. In Deutschland tragen Neophyten bei 6% der in der Roten Liste verzeichneten Arten zu deren Rückgang bei. (KORNECK & SUKOPP 1988)

Besonders große Auswirkungen hat die Verdrängung von heimischen Arten in seltenen, äußerst artenreichen und stark gefährdeten Lebensräumen. In Halbtrockenrasen wird beispielsweise durch die Ausbreitung der Goldrute eine große Anzahl seltener Pflanzen und deren spezialisierte Insekten gefährdet. Davon betroffen sind Arten wie der Aufrechte Ziest (*Stachys recta*), das Gewöhnliche Sonnenröschen (*Helianthemum nummularium*) und der Wilde Majoran (*Origanum vulgare*). Auch Nutzer wie der Eibischfalter (*Carcharodus flocciferus*), der Ziest-Kleinrüssler (*Thamniocolus signatus*) und zahllose Wildbienenarten können durch das Auftreten von Neophyten in ihrer Arthäufigkeit bedroht werden. (Hartmann et al. 1994)

2.4.6 Wirtschaftliche Kosten

Neben der Naturschutzproblematik verursachen Neophyten in manchen Gebieten erhebliche wirtschaftliche Schäden und Kosten, die oft unterschätzt werden. In Österreich gelten 14 neophytische Arten als Verursacher bedeutender wirtschaftlicher Schäden. Diese betreffen vor allem die Landwirtschaft, wo größere Bestände gebietsfremder Arten oft zu einem erhöhten Pflegeeinsatz und zur Steigerung des Herbizidverbrauches führen. In der Forstwirtschaft können invasive Neophyten wie die Goldrute an Aufforstungsstandorten erhebliche Probleme verursachen, da durch dichte Bestände der Aufwuchs von Jungbäumen verzögert oder verhindert wird. Auch Instandhaltungskosten von Straßenböschungen, Schienenverkehrsstrecken und Gewässerrändern können sich durch die Einwanderung invasiver Arten wie *Fallopia spp.* oder *Impatiens spp.* enorm erhöhen. Der wirtschaftliche Schaden, den Neobiota durch beispielsweise Ernteverluste und Bekämpfungskosten in den USA verursachen, wird auf über 137 Milliarden Dollar jährlich angesetzt (PIMENTEL et al. 2000).

Die Ausbringung von Neophyten kann auch positive Auswirkungen haben. Beispielsweise werden viele Arten als Nutzpflanzen eingeführt und dienen der Nahrungsmittelproduktion. Auch im Bereich der Energiegewinnung mittels nachwachsender Rohstoffe erlangen Neophyten wie das Chinaschilf (*Miscanthus sinensis*) immer größere Bedeutung. Besonders widerstandsfähige Arten wie die Vielblättrige Lupine (*Lupinus polyphyllus*) und der Klebrige Alant (*Dittrichia graveolens*) werden zur Böschungssicherung eingesetzt oder auf ehemaligen Deponiestandorten und Berghalden zur Standortbegrünung ausgebracht. Arten mit hoher Biomasseproduktion pro Hektar wie der Sachalin-Staudenknöterich (*Fallopia sachalinensis*) können zur Sanierung von Altlasten eingesetzt werden, da die Pflanze neben Nährstoffen auch große Mengen an Schwermetallen einlagern kann. Jedoch muss man auch in diesen Bereichen eine umfassende Kosten-Nutzen-Analyse durchführen und mögliche Folgekosten beachten. (ESSL & RABITSCH 2002)

2.5 Gegenmaßnahmen

2.5.1 Vorsorge

Es ist von großer Wichtigkeit die Ausbreitungstendenz von neophytischen Arten über einen längeren Zeitraum genau zu beobachten, da es nahezu unmöglich ist, deren Invasionsverhalten vorherzusehen. Es gibt zwar eine Reihe von Arteigenschaften, die eine Ansiedelung und erfolgreiche Etablierung erleichtern, deren Erfolg aber keineswegs garantieren. Hierzu zählen unter anderem typische Pioniereigenschaften wie Kurzlebigkeit, hohe Samenproduktion, mangelnde Anpassung an Bestäuber und eine breite ökologische Amplitude.

Eine britische Wissenschaftsorganisation genannt SCOPE (Scientific Committee on Problems of the Environment) veröffentlichte einen Bericht, in dem es heißt: „Obwohl bestimmte Eigenschaften der Umwelt und der Arten eine Invasion und Etablierung wahrscheinlicher machen, sind diese Eigenschaften für den Invasionserfolg weder notwendig noch hinreichend“.

Ob die Ausbreitung einer Art gelingt, kann man also kaum allgemein, sondern nur im Einzelfall beurteilen. Es geht häufig darum, ob die spezifischen Umwelтанforderungen der jeweiligen Art erfüllt werden und ob die Zugänglichkeit zu diesen Standorten gewährleistet ist. Auch spielen Zufallsausbreitungen oder sekundäre anthropogene Ausbringungen eine große Rolle, die nicht prognostiziert werden können. (KOWARIK 2003)

Bisher hat sich gezeigt, dass sich Vorhersagen über die Invasibilität einer Art am ehesten auf das Verhalten der gleichen Art in anderen Gebieten begründen lassen. Ist ein Neophyt in einer Region bereits als invasive Art bekannt, gilt, dass diese Art und ihre Ausbreitung an ähnlichen Standorten genauer beobachtet werden sollte. (WILLIAMSON 1999)

Trotz intensiver Forschung sind kaum wissenschaftlich fundierte Aussagen darüber möglich, welche neu eingeführten Arten aufgrund ihrer spezifischen Eigenschaften als Bedrohung für die heimischen Ökosysteme anzusehen sind. Sind diese Neophyten erst einmal erfolgreich etabliert und weit verbreitet, sind sie nur selten und mit sehr hohem Aufwand zurückzudrängen. Auf Grund dieser beiden Tatsachen steht bei der Bekämpfung von Neophyten das Vorsorgeprinzip an erster Stelle. (ESSL & RABITSCH 2002)

2.5.2 Bekämpfung

Der Großteil aller in Österreich auftretender Neophyten kommt ausschließlich unbeständig vor und stellt somit keine Gefahr für die heimische Flora und Fauna dar. Von den 224 etablierten Taxa sind 17 als invasive, naturschutzfachlich problematische Arten und 18 als potenziell problematische Arten eingestuft (ESSL & RABITSCH 2002). In Deutschland sind laut KOWARIK (2002) aus Motiven

des Naturschutzes etwa 35 Arten Gegenstand von gezielten Bekämpfungsmaßnahmen. Laut der SCHWEIZERISCHEN KOMMISSION FÜR DIE ERHALTUNG VON WILDPFLANZEN (2002) verursachen in der Schweiz 11 neophytische Arten Probleme mit dem Naturschutz. 16 Neophytenarten sind als potenzielle Bedrohung eingestuft und 25 Arten sind zur Beobachtung vorgeschlagen. Für Ungarn werden 35 invasive Neophyten angegeben (UNEP 2002).

Weltweit gibt und gab es unzählige großangelegte Bekämpfungsmaßnahmen gegen neophytische Arten. Meist handelt es sich dabei um Maßnahmen gegen Wirbeltiere und Insekten, die hohe ökonomische Schäden verursachen oder verursacht haben. Gegen neophytische Pflanzenarten wird dagegen eher selten vorgegangen. (MYERS et al. 2000)

Ob ein Vorgehen gegen eine neophytische Art nötig ist und wie eine geeignete Bekämpfungsmaßnahme in Erscheinung treten könnte, kann von Fall zu Fall sehr unterschiedlich sein. Diese Fragen orientieren sich stark an der Biologie und Ausbreitung der neophytischen Art selbst und am Lebensraum in dem sie auftritt.

Eine Entscheidung über die Erforderlichkeit von Maßnahmen gegen Neophyten setzt eine Bewertung voraus, die folgendermaßen durchgeführt werden kann:

- Analyse und Bewertung von Zielkonflikten (Art und Biotopschutz, Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes, Landschaftsbild, Erholungswirkung)
- Prüfung der nachhaltigen Bekämpfungsperspektiven unter den konkreten Bedingungen (erfolgreiche Bekämpfung, Wiedereinwanderung und Wiederausbringung ist auszuschließen)
- Abwägen von Kosten-Nutzen und von Alternativen (Bekämpfungsaufwand im Vergleich zum Schaden durch Neophyten)
- Entscheidung und Konsequenzen (Bekämpfung sinnvoll, nicht sinnvoll).

Bei der Frage, wie mit den problematischen Neophyten umzugehen ist, handelt es sich fast ausschließlich um differenzierte Einzelfallbewertungen, die auf andere Problemfälle kaum oder nur eingeschränkt übertragbar sind. Je nachdem welche Arten und Biotope betroffen sind, können diese Entscheidungen stark variieren.

KOWARIK (2003) schreibt: „Eine differenzierte Sichtweise gegenüber biologischen Invasionen bedeutet allerdings keinen Freibrief zum einfachen Laisser-faire. Vielmehr fordert sie dazu auf, erst zu handeln, wenn Risiken und Handlungsoptionen nachvollziehbar analysiert und bewertet worden sind. Dies kann im Einzelfall sowohl zur konsequenten Bekämpfung als auch zum Tolerieren oder sogar Fördern bestimmter Arten führen.“

Eine simple Bekämpfung alles „Fremden“ in der „Heimat“, mit pauschaler Abwehrung und Ausrottung sämtlicher neophytischer Arten, verfehlt den Auftrag der Biodiversitätskonvention und missachtet Naturschutzgesetze.

In jedem Fall sollten die Nebeneffekte auf die angrenzende Fauna und Flora so gering wie möglich gehalten werden. Auch können Störzonen und Freiflächen, die möglicherweise bei der Bekämpfung entstehen, ein neues Konfliktpotenzial in sich tragen.

Ist eine neophytische Art in Österreich in größeren Gebieten etabliert oder gerade in starker Ausbreitung begriffen, ist eine landesweite Ausrottung der Art kaum erfolgsversprechend. An vereinzelt Standorten kann jedoch durch teils sehr hohen Aufwand eine lokale Zurückdrängung der Art erreicht werden. Allerdings können selbst diese bescheidenen Ziele, wenn es sich um sehr häufige, widerstandsfähige Neophytenarten handelt, kaum erreichbar sein. (ESSL & RABITSCH 2002)

Auch wenn eine großflächige Bekämpfung von invasiven und potenziell invasiven Arten wenig erfolgsversprechend ist, kann es in kleineren Regionen durchaus sinnvoll sein gegen die neu eingewanderten Arten vorzugehen. Hierbei handelt es sich häufig um seltene, geschützte Lebensräume mit hohem Arteninventar. In Österreich werden ausgewählte Neophyten wie beispielsweise *Impatiens glandulifera* in den Nationalparks Thayatal und Donauauen bekämpft.

Laut einer Untersuchung aus Niedersachsen und Baden-Württemberg gehört die Bekämpfung von Neophyten zum Alltagsgeschäft von Naturschutz, Forstwirtschaft, Wasserwirtschaft und anderen (SCHULDES & KÜBLER 1990). Nach den niedersächsischen Untersuchungen ist der Erfolg solcher Maßnahmen allerdings beschränkt. Laut SCHULDES & KÜBLER führen nur 23% der Bekämpfungsmaßnahmen zum Erfolg, deren Nachhaltigkeit zudem unsicher ist.

Laut MYERS et al. (2000) und MACK et al. (2000) sind folgende Faktoren für den Erfolg der Bekämpfung entscheidend:

- Die Biologie der Art muss bekannt sein, um eine wirksame Bekämpfungsmethodik auswählen zu können.
- Genügend Ressourcen müssen über einen ausreichend langen Zeitraum bereitgestellt werden.
- Die Unterstützung durch die Öffentlichkeit und durch die durchführenden Stellen muss gegeben sein.
- Eine erneute Einschleppung der Art muss verhindert werden, in dem man beispielsweise bei Fließgewässern immer am oberen Flusslauf mit Bekämpfungsmaßnahmen beginnt.
- Die Bekämpfungsmaßnahmen sollen möglichst früh durchgeführt werden, bevor sich die Art weit ausbreiten kann.
- Im Anschluss an eine erfolgreiche Bekämpfung sind oft weitere Beobachtungen und Managementmaßnahmen notwendig.

2.6 Rechtliche Grundlagen und Rahmenbedingungen

2.6.1 Die Situation international

Da die Einwanderung von gebietsfremden Arten ein weltweites Problem darstellt, müssen einheitliche rechtliche Grundlagen und ein einheitliches Vorgehen möglichst vieler Staaten gegen Neophyten gefunden werden. Ein wichtiger Schritt in die richtige Richtung wurde durch die Biodiversitätskonvention, kurz CBD (Convention on Biological Diversity), in Rio 1992 gemacht. Im Artikel 8(h) ist für die Mitgliedsstaaten die Verpflichtung formuliert „... soweit möglich und sofern angebracht, die Einbringung gebietsfremder Arten, welche Ökosysteme, Lebensräume oder Arten gefährden, zu verhindern, und diese Arten zu kontrollieren oder zu beseitigen“. 2002 wurden bei der sechsten Vertragsstaatenkonferenz der CBD (CBD/COP6/VI/23) Leitprinzipien beschlossen, in denen die Mitgliedsstaaten aufgefordert werden, der Prävention und der Erforschung der Auswirkungen von Neobiota besondere Aufmerksamkeit zukommen zu lassen (BIODIV 2002).

Um den weltweiten Transport und Handel mit gefährdeten Tier- und Pflanzenarten zu beschränken, wurde bereits 1975 das sogenannte CITES Abkommen in Kraft gesetzt. Die Abkürzung bedeutet „Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora“, zu deutsch „Übereinkommen über den internationalen Handel mit gefährdeten Arten freilebender Tiere und Pflanzen“, auch „Washingtoner Artenschutzübereinkommen“ genannt. Seit 1975 stieg die Anzahl der Mitglieder auf 154 Staaten. In dem Abkommen findet sich seit einem Beschluss aus dem Jahr 2000 ein Verweis auf andere internationale Übereinkommen (wie der CBD) bei der Bearbeitung der Thematik. Im Dezember 2003 wurde die „Europäische Strategie zu gebietsfremden Arten“ durch das Ständige Komitee der Berner Konvention beschlossen (COUNCIL OF EUROPE 2003).

Sowohl in der Bonner Konvention zur „Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten“ als auch in der Berner Konvention zur „Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume“ werden Empfehlungen zu Einführungs- und auch Ausrottungsmaßnahmen für nicht heimische Arten abgegeben.

2.6.2 Die Situation in Österreich

Österreich trat dem CITES Übereinkommen 1982 bei. Auf diesem Sektor gelten für Österreich noch zusätzlich die Bestimmungen der EU-Verordnung zur Umsetzung der CITES, die darüber hinaus noch die Ein- und Ausfuhr von Arten verbieten, die sich als Neobiota nachhaltig auf die biologische Vielfalt in den Mitgliedsstaaten der Europäischen Union auswirken könnten. Die Biodiversitätskonvention CBD wurde von Österreich im Jahre 1995 ratifiziert (BGBl. Nr. 213/95). Gemäß Artikel 6 der CBD soll jeder Staat nationale Strategien, Pläne oder Programme zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt entwickeln bzw. bestehende Strategien anpassen und zwar unter Berücksichtigung der in dem Übereinkommen vorgesehenen Maßnahmen.

Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) und des Umweltbundesamtes wurde eine Grundlagenstudie mit dem Titel „Neobiota in Österreich“ verfasst, welche 2002 als Publikation des Umweltbundesamt erschienen ist. In dieser Studie werden Neobiota anhand ihres Status und ihrer derzeitigen naturschutzfachlichen und negativen ökonomischen Bedeutung charakterisiert. Im Weiteren ist die Herkunft und die Verbreitung der einzelnen Neophyten sowie deren Lebensräume beschrieben. Aufgrund dieses Übereinkommens wurde 1998 eine österreichische Strategie zur Umsetzung der Vereinbarung über die biologische Vielfalt verfasst. Als ergänzendes Instrument wurden Aktionspläne zu thematischen Bereichen eingeführt, wie auch der 2004 veröffentlichte Aktionsplan zu gebietsfremden Arten.

2.7 Der Nationalpark oberösterreichische Kalkalpen

Das Gebiet um das Sengsengebirge und das Reichraminger Hintergebirge wurde 1997 zum Schutzgebiet erklärt. Es befindet sich im südlichen Oberösterreich, nahe an der Grenze zur Steiermark. Das Gebiet ist nur schwer zugänglich, teils verkarstet und von einem dichten Netz an Schluchten und Bachläufen durchzogen. Infolge haben sich zahlreiche natürliche und naturnahe Teilräume der tiefmontanen bis submontanen Höhenstufen bewahrt (UNTERNEHMENSKONZEPT 2000).



Abb. 1: Bewaldeter Berghang im Nationalpark



Abb. 2: Region um den Nationalpark

Mit einer Fläche von 21.442 ha ist der Nationalpark Kalkalpen das größte Waldschutzgebiet Österreichs. Rund 81% der Nationalparkfläche sind mit Wald bedeckt, 11% entfallen auf Almen und Fels und 8% der Fläche nehmen Latschenbestände ein. Das Schutzgebiet befindet sich auf einer Höhe von 385 m bis 1.963 m (Hoher Nock) über NN und gehört zu 88% der Republik Österreich. Internationale Anerkennung fand der Nationalpark durch die IUCN und als NATURA 2000- und Ramsar Schutzgebiet. Einige der Besonderheiten des Gebietes sind beispielsweise 200 km unverbaute Bachläufe, 800 Quellen und 30 Waldgesellschaften.

3. Methodik

Bei dieser Arbeit wurde davon ausgegangen, dass Neophyten nur dann eine Chance haben sich in fremden Lebensräumen zu etablieren, wenn diese mehr oder weniger gestörte Strukturen aufweisen. Als gestörte Lebensräume kommen im Nationalpark einmal die Erschließungswege und zum anderen die Zentren anthropogener Aktivitäten wie Almen, Bergbau, Service-Stationen und Holzlagerplätze in Frage. Insbesondere durch den Wegebau werden intakte Lebensräume gestört und Ausbreitungsrouten für Neophyten geschaffen. Aus diesem Grund wurde nicht die gesamte Fläche des Nationalparks kartiert, sondern nur die Böschungen und Randstreifen ausgewählter Forstwege.

Da das restliche Gebiet des Nationalparks Kalkalpen zum größten Teil ein sehr naturnahes Ökosystem darstellt, ist ein Neophytenvorkommen in diesen sehr ursprünglichen und unzugänglichen Bereichen unwahrscheinlich und eine Ausbreitung solcher Arten in diesen Regionen nahezu unmöglich.

3.1 Die Erfassung der Neophyten

3.1.1 Vorgehen bei der Erfassung

Mit den Untersuchungsstrecken am Großen Bach, Weißenbach und Bodinggraben wurden drei sehr stark frequentierte Routen ausgewählt, an denen die Wahrscheinlichkeit einer Ansiedlung und Ausbreitung von Neophyten um ein Vielfaches höher ist, als in den naturbelassenen Regionen des Nationalparkgebietes. Es wurden also gezielt jene Bereiche untersucht, die gestörte Strukturen aufweisen und gleichzeitig über eine gewisse Anzahl an neophytischen Diasporen verfügen könnten. Einfache Begehungen an Forststraßen in abgelegenen, naturnahen Bereichen des Nationalparks haben ergeben, dass eine Ansiedlung von Neophyten in diesen Bereichen nicht stattfindet.

Die Erhebung der Neophytenvorkommen an den Wegrändern und Böschungen erfolgte anhand einer Punkt-Linien-Erfassung. Zu diesem Zweck wurden vier Forststraßenzüge ausgewählt, die anschließend begangen wurden. Zwei der Wegstücke wurden aufgrund von Hinweisen über Neophyten-Bestände durch Nationalparkmitarbeiter ausgesucht.

Die einzelnen Forststraßen wurden mit einem Messrad in 100 m lange Teilabschnitte gegliedert. Jedem dieser Teilstücke wurde eine Abschnittsnummer und ein Aufnahmeformular zur Erfassung der Neophyten (siehe CD-ROM) zugeteilt. Jeweils zu Beginn des Abschnittes wurden die Gauß-Krüger-Koordinaten, die Meereshöhe über Normal-Null (NN) und die Exposition mit einem GPS-Gerät ermittelt und notiert. Zusätzlich wurde die Gesamtfläche des Teilstückes sowie der Gesamtdeckungsgrad der Vegetation geschätzt und der Biotoptyp erhoben. (siehe CD-ROM)

Im Aufnahmeformular vorabgedruckt wurden jene Arten, die mit großer Wahrscheinlichkeit in einem oder mehreren Biotoptypen des Nationalparks Kalkalpen auftreten könnten. Das Vorkommen der Neophyten wurde im Aufnahmeformular des entsprechenden Abschnittes mit dazugehörigem Deckungsgrad bezogen auf die Gesamtfläche des Abschnittes festgehalten. Als bedeckte Fläche wurde jener Raum angesehen, der aus Sicht von oben vom Blütenstand und den Blättern der jeweiligen Pflanze eingenommen wird.

Als Wegrand oder Wegböschung zählt jene Fläche, die sichtbar durch den Wegebau gestört wurde. Bei einer Forststraße, die in einen Hang hineingegraben wurde, ist die hangseitige Grenze der anthropogenen Veränderung die Abbruchkante zum Weg hinunter und die talseitige Grenze ist die Böschungskante zum unterhalb liegenden Hang. Bei Wegabschnitten auf ebener Fläche, die beispielsweise durch Wald führen, gilt als Wegrand der Bereich, wo Bäume für den Bau gefällt worden sind. Breitere Kehren, Ausweichbuchten oder Holzlagerplätze, die die gleiche oder ähnliche Morphologie wie der Wegrand aufweisen, werden als wegrandgleich betrachtet.

Durch die Nähe des Weges zu hohen Felswänden oder durch geschlossene Kronendächer war eine Bestimmung der Gauß-Krüger Koordinaten mittels GPS nicht immer möglich. Aus diesem Grund wurde von jedem Wegabschnitt ein digitales Foto erstellt, um dennoch die Möglichkeit zu bieten, die einzelnen Abschnitte auch ohne Satellitensignal wieder zu finden.

3.1.2 Die betrachteten Neophyten

Bei der Vegetationsaufnahme wurde nicht die Gesamtheit der Neophyten erfasst sondern nur jene, die nachweislich einen großen Einfluss auf die einheimische, österreichische Flora und Fauna ausüben (siehe Tabelle 3). 2002 veröffentlichte das Umweltbundesamt eine Studie zum Thema Neobiota in Österreich. Darin enthalten ist eine Liste der Neophyten, die in Österreich als invasiv oder potentiell invasiv eingestuft wurden. Diese 35 Arten bilden die Grundlage für die Pflanzen-erhebung im Nationalpark Kalkalpen.

In eigenen Spalten der Liste wird angegeben, ob die Art wirtschaftlich oder gesundheitlich problematisch bzw. wirtschaftlich wertvoll ist. Bei der Robinie und beim Eschen-Ahorn erfolgte eine Doppelnennung in den Spalten „wirtschaftlich problematisch“ und „wirtschaftlich wertvoll“, da diese für unterschiedliche Nutzergruppen sowohl positive als auch negative Auswirkungen haben (ESSL & RABITSCH 2002).

Tabelle 3: Ausschnitt aus der Liste der invasiven und potenziell invasiven Neobiota nach ESSL & RABITSCH (2002)

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Invasiv	Potenziell invasiv	Wirtschaftlich problematisch	Wirtschaftlich wertvoll	Gesundheitlich problematisch
<i>Acer negundo L.</i>	Eschen-Ahorn	X		X	(X)	
<i>Ailanthus altissima MILL.</i>	Götterbaum	X			(X)	
<i>Ambrosia artemisiifolia L.</i>	Beifuß-Traubenkraut		X	(X)		X
<i>Amorpha fruticosa L.</i>	Scheinindigo		X			
<i>Asclepias syriaca L.</i>	Seidenpflanze		X			
<i>Aster lanceolatus WILLD.</i>	Lanzett-Aster	X				
<i>Aster novi-belgii L.</i>	Neubelgische Aster	X				
<i>Bidens frondosa L.</i>	Schwarzfrucht-Zweizahn	X				
<i>Buddleja davidii FRANCH.</i>	Sommerflieder		X		(X)	
<i>Duchesnea indica ANDREWS</i>	Scheinerdbeere		X			
<i>Elaeagnus angustifolia L.</i>	Schmalblättrige Ölweide		X			
<i>Elodea canadensis MICHX.</i>	Kanadische Wasserpest	X				
<i>Elodea nuttallii PLANCH.</i>	Nuttall-Wasserpest		X			

<i>Epilobium ciliatum</i> RAF.	Amerikanisches Weidenröschen	X			
<i>Fallopia japonica</i> HOUTT.	Japanischer Staudenknöterich	X		X	
<i>Fallopia japonica x sachalinensis</i>	Bastard-Staudenknöterich		X	X	
<i>Fallopia sachalinensis</i> F. SCHMIDT	Sachalin-Staudenknöterich		X	X	
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> MARSH.	Pennsylvanische Esche	X			(X)
<i>Glyceria striata</i> LAM.	Streifen-Schwaden		X		
<i>Heracleum mantegazzianum</i> SOMMIER & LEVIER	Riesen-Bärenklau		X	(X)	X
<i>Helianthus tuberosus</i> L.	Topinambur	X			(X)
<i>Impatiens glandulifera</i> ROYLE	Drüsiges Springkraut	X			
<i>Impatiens parviflora</i> DC.	Kleinblütiges Springkraut	X			
<i>Lupinus polyphyllus</i> LDL.	Vielblättrige Lupine		X		
<i>Mahonia aquifolium</i> PURSH	Gewöhnliche Mahonie		X		
<i>Pinus strobus</i> L.	Strobe		X		(X)
<i>Populus x canadensis</i> MOENCH	Hybrid-Pappel	X			X
<i>Prunus serotina</i> EHRH.	Späte Traubenkirsche		X		
<i>Pseudotsuga menziesii</i> MIRB.	Douglasie		X		X
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Robinie	X		X	X
<i>Rudbeckia laciniata</i> L.	Schlitzblättriger Sonnenhut	X			
<i>Senecio inaequidens</i> DC.	Schmalblatt-Greiskraut		X		
<i>Solidago canadensis</i> L.	Kanadische Goldrute	X			
<i>Solidago gigantea</i> AIT.	Riesen-Goldrute	X		X	
<i>Syringa vulgaris</i> L.	Flieder		X		(X)

(X) bei wirtschaftlich problematisch: wirtschaftliche Schäden zurzeit noch lokal begrenzt bzw. erst bei einer weiteren Ausbreitung dieser expansiven Arten zu befürchten.

(X) bei wirtschaftlich wertvoll: nur im geringen Maß wirtschaftlich wertvoll.

Für die Erfassung der Neophyten im Nationalpark sind demnach 17 invasive Gefäßpflanzenarten und 18 potenziell invasive Arten relevant.

Die Nomenklatur der erfassten Pflanzenarten und der im Text aufscheinenden Pflanzenarten orientiert sich an dem Werk: Flora von Deutschland und angrenzender Länder (Schmeil-Fitschen 2006).

Ist im weiteren Verlauf dieser Arbeit von Neophyten die Rede, sind damit die invasiven oder potentiell invasiven Arten gemeint.

Es kann durch die Art und Weise der Pflanzenaufnahme nicht der Anspruch der Vollständigkeit bei der Arterfassung erhoben werden, da es sich um keine Gesamterfassung der Fläche handelt, sondern um eine Untersuchung einzelner Wegabschnitte.

3.1.3 Die Untersuchungsstrecken

Als Untersuchungsgebiet wurden vier von einander unabhängige Forstwege ausgewählt. Die Untersuchungsstrecken befinden sich alle im Nationalparkgebiet oder bilden die Grenze zu diesem. Einzige Ausnahme ist der Wallergraben. Hier beginnt der erste Untersuchungsabschnitt ein kurzes Stück außerhalb der Nationalparkgrenze.

Drei der vier Wege sind von der Nationalpark Verwaltung als Mountainbikestrecke, Wander- und/oder Reitweg ausgewiesen. Die Abbildung zeigt die vier begangenen Untersuchungsstrecken im Überblick.

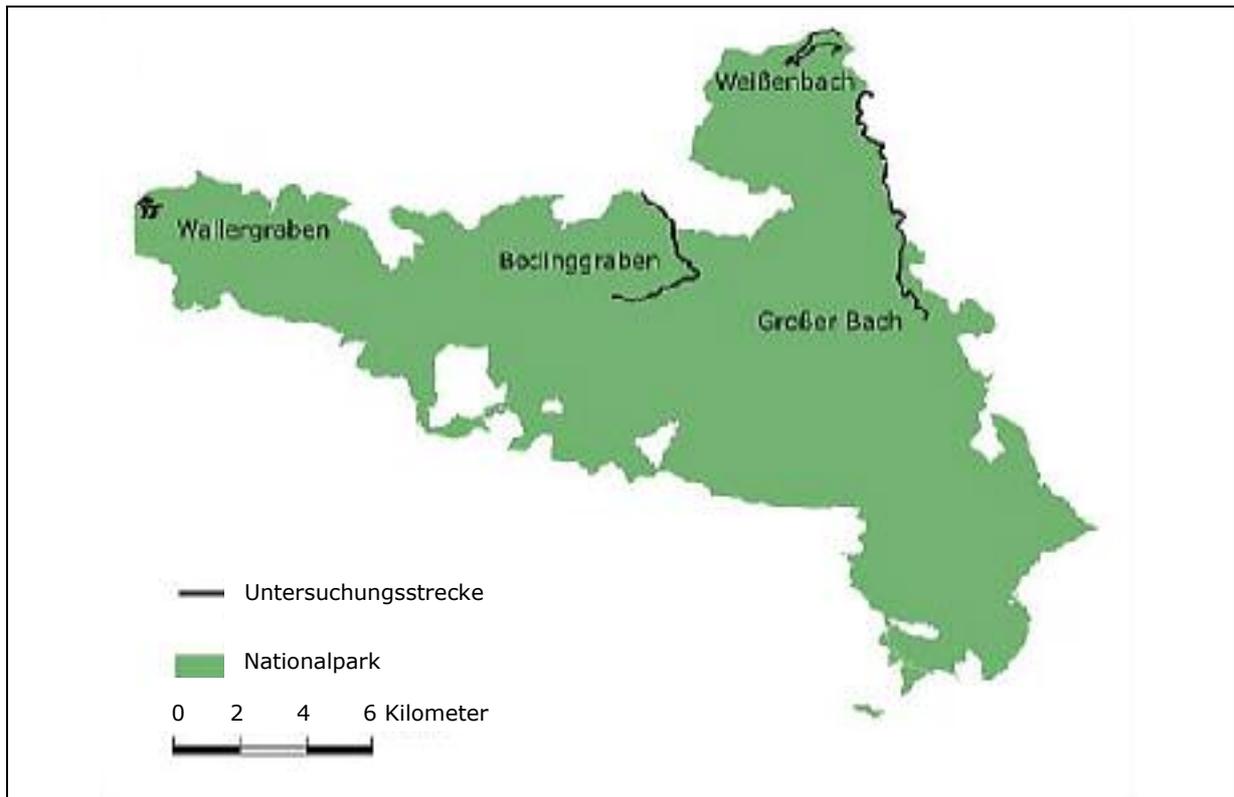


Abb. 4: Übersichtskarte des Nationalparks Kalkalpen mit den vier Untersuchungsstrecken

Die Tabelle 4 gibt Auskunft über die vier Untersuchungsstrecken, jeweils mit der dazugehörigen Nummer und der Länge der Untersuchungsstrecke. Zusätzlich sind hier die Meereshöhen über NN jeweils zum Beginn und Ende der Untersuchungsstrecken angeführt.

Die Forstwege wurden gleich ihres Nutzungsgradienten von der Nationalparkgrenze aus Richtung Zentralbereich begangen.

Tabelle 4: Übersicht der Untersuchungsstrecken im Nationalpark Kalkalpen

Bezeichnung	Nummer	Länge der Strecke ¹	Meereshöhe über NN
Großer Bach	1	9.300 m	415 m (Beginn) bis 515 m (Ende)
Weißenbach	2	4.800 m	300 m (Beginn) bis 544 m (Ende)
Bodinggraben	3	6.300 m	513 m (Beginn) bis 731 m (Ende)
Wallergraben	4	3.100 m	494 m (Beginn) bis 803 m (Ende)

¹ Hier ist nicht die absolute Weglänge gemeint sondern die Länge der Untersuchungsstrecke, was nur teilweise mit dieser übereinstimmt.

Untersuchungsstrecke Großer Bach

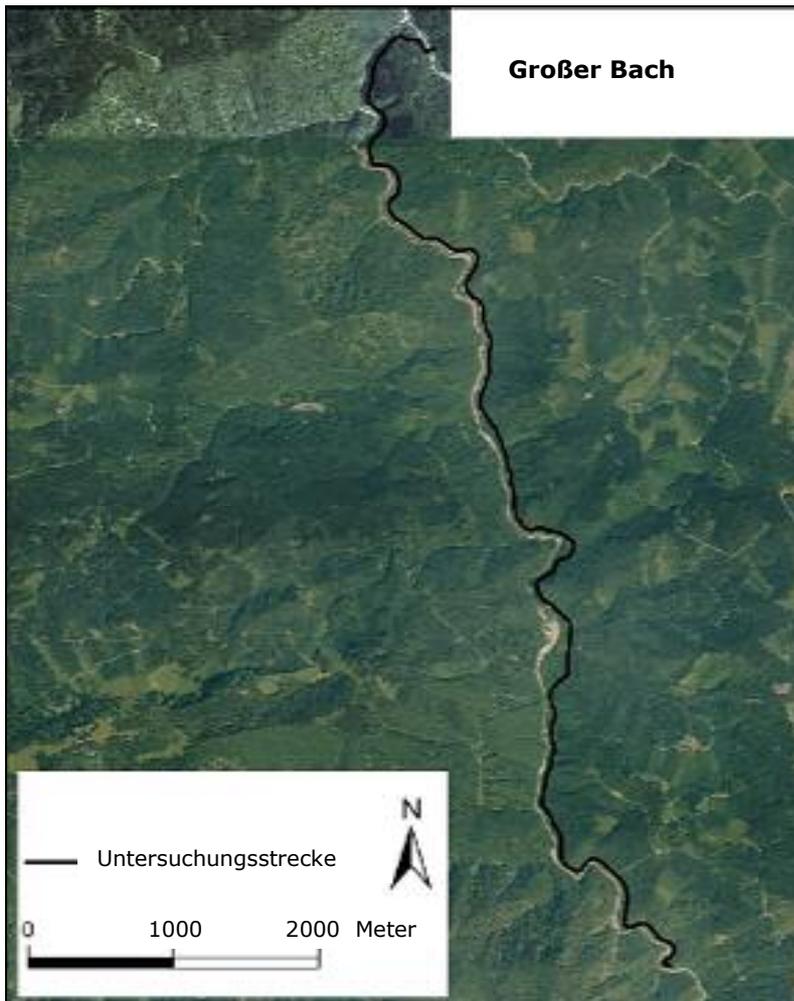


Abb. 5: Satellitenaufnahme der Untersuchungsstrecke Großer Bach

Fährt man von Reichraming aus ins Reichraminger Hintergebirge kommt man nach einigen Kilometern zum Großen Bach. Die Untersuchungsstrecke Nummer eins beginnt an der Maieralm bei der Brücke über den Plaißabach der kurz unterhalb in den Großen Bach mündet. Ihr Ende findet die rund zehn Kilometer lange Aufnahmestrecke, die dem Bachlauf aufwärts folgt, bei der Abzweigung des Annerlstegs. Mehrere bis zu 300 m lange Tunnel unterbrechen an dieser Stelle den Wegverlauf und beenden gleichzeitig die Untersuchungsstrecke.

Morphologie des Weges: Es handelt sich um eine drei bis fünf Meter breite Schotterbahn, gesäumt von Schluchtwald, Buchenmischwald, Holzlagerplätzen oder Auwald. Der Wegverlauf folgt dem Großen Bach, befindet sich jedoch, bis auf wenige Ausnahmen, auf deutlich höherem Niveau.

Der Schotter für den Wegebau im Nationalpark stammt mit großer Wahrscheinlichkeit aus Steinbrüchen aus der Umgebung oder sogar direkt aus dem Nationalparkgebiet von natürlichen Schotterfeldern unterhalb von Felsabbrüchen. Es handelt sich hierbei vorwiegend um Kalk- und Dolomitgestein.



Abb. 6: Wegabschnitt am Großen Bach



Abb. 7: Wegabschnitt am Großen Bach

Geschichtlicher Hintergrund: Aufgrund der großen Holznachfrage nach Beendigung des zweiten Weltkrieges wurde 1947 die bestehende Waldbahn, die von Reichraming nach Brunnbach verlief, durch eine Zweiglinie erweitert. Diese hatte eine Länge von 15,9 km und folgte von der Maieralm aufwärts dem Verlauf des Großen Baches. Mit ihren 19 Tunnel und 41 Brücken stellte die Aufschließungsstrecke des Reichraminger Hintergebirges nach zeitgenössischen Quellen die flächenmäßig größte und schwierigste Forsterschließung Österreichs dar. 1970 wurde aufgrund wirtschaftlicher Überlegungen der Betrieb der Waldbahn eingestellt. Heute erinnern die zahlreichen Tunnel der Wegstrecke an die Ära der Holzgewinnung im Reichraminger Hintergebirge.

Heutige Nutzung: Über eine Strecke von mehreren Kilometern bildet der Große Bach die Außengrenze des Nationalparkgebietes. Von der Nationalparkverwaltung wurde der Weg entlang des Grabens als Wanderstrecke und Mountainbikeroute ausgewiesen. Der Weg führt immer wieder durch mehr oder weniger lange Tunnel, die noch von der ehemaligen Bahntrasse erhalten geblieben sind. An der Großen Klause, etwa sechs Kilometer nach Beginn der Untersuchungsstrecke, befindet sich die Jausenstation „Klaushütte“, die den Besuchern als Rastplatz dient.

Der Weg am Großen Bach wurde aus mehreren Gründen als Untersuchungsstrecke aufgenommen. Zum einen ist es sehr wahrscheinlich, dass es bei den langwierigen Bauarbeiten der Waldbahn zur Einbringung großer Mengen an Fremdstoffen und Substrat ins Hintergebirge gekommen ist. Zum anderen kann es durch die heutige hohe Frequentierung der Strecke vermehrt zu einer Ausbreitung neophytischer Arten talaufwärts kommen.

Untersuchungsstrecke Weißenbach



Abb. 8: Satellitenaufnahme der Untersuchungsstrecke Weißenbach

Der Ort Reichraming wird vom gleichnamigen Bach durchflossen. Einer der Zuflüsse ist der Weißenbach, der rund sieben Kilometer südlich der Ortschaft in die Reichraming mündet. Die nahegelegene Brücke über die Reichraming ist der Beginn der zweiten Untersuchungsstrecke. Sie folgt zuerst dem Verlauf des Weißenbachs Richtung Westen und zweigt nach rund 900 m, dem Großen Weißenbach folgend, südlich ab. Die Aufnahmestrecke gleicht der Route zum Wanderweg „Im Tal des Holzes“ und endet mit der Forststraße bei einer Meereshöhe von 544 m über NN.



Abb. 9: Weg am Weißenbach



Abb. 10: Weg oberhalb des Weißenbachs

Morphologie des Weges: Der Weg ist eine einspurige, geschotterte Forststraße, die im oberen Teil des Verlaufes zwei Fahrrippen und einen grünen Mittelstreifen aufweist. Der Weg wird von Misch- und Nadelwald gesäumt.

Geschichtlicher Hintergrund: Bereits 1912 wurde im Weißenbachtal die erste Rollbahn zum Holztransport errichtet. 1952 erfolgte der Bau der Zweiten Waldbahn mit einer Streckenlänge von zwei Kilometern bis zum Anschluss an die Hauptstrecke Reichraming-Brunnbach. Auch der Betrieb dieser Waldbahn wurde aus wirtschaftlichen Gründen eingestellt und die Trasse 1970 abgerissen. Das Weißenbachtal war bis 1960 von Forstarbeitern und deren Familien bewohnt. Eine 1828 errichtete Kapelle ist eine der wenigen Überreste der alten Hammerwerkssiedlung.

Heutige Nutzung: Die Siedlung am Weißenbach ist verschwunden und mit ihr die Waldbahn. Heute wird das Tal als Wanderroute genutzt. Auf der Strecke bis zur Bergerwieshütte, dem Ende der alten Waldbahn, verkehren noch zusätzlich regelmäßig Pferdekutschen für Ausflugsfahrten.

Aufgrund von Hinweisen über *Fallopia*-Bestände auf der ehemaligen Siedlungsfläche am Weißenbach wurde das Tal als Aufnahmestrecke ausgewählt. Die gärtnerische Nutzung der Fläche durch die Forstarbeiterfamilien könnte die Ansiedlung und Ausbreitung von Neophyten begünstigt haben. Zusätzlich stellte auch hier der Bau der Waldbahn eine grobe Störung des Ökosystems Wald dar.

Untersuchungsstrecke Bodिंगgraben

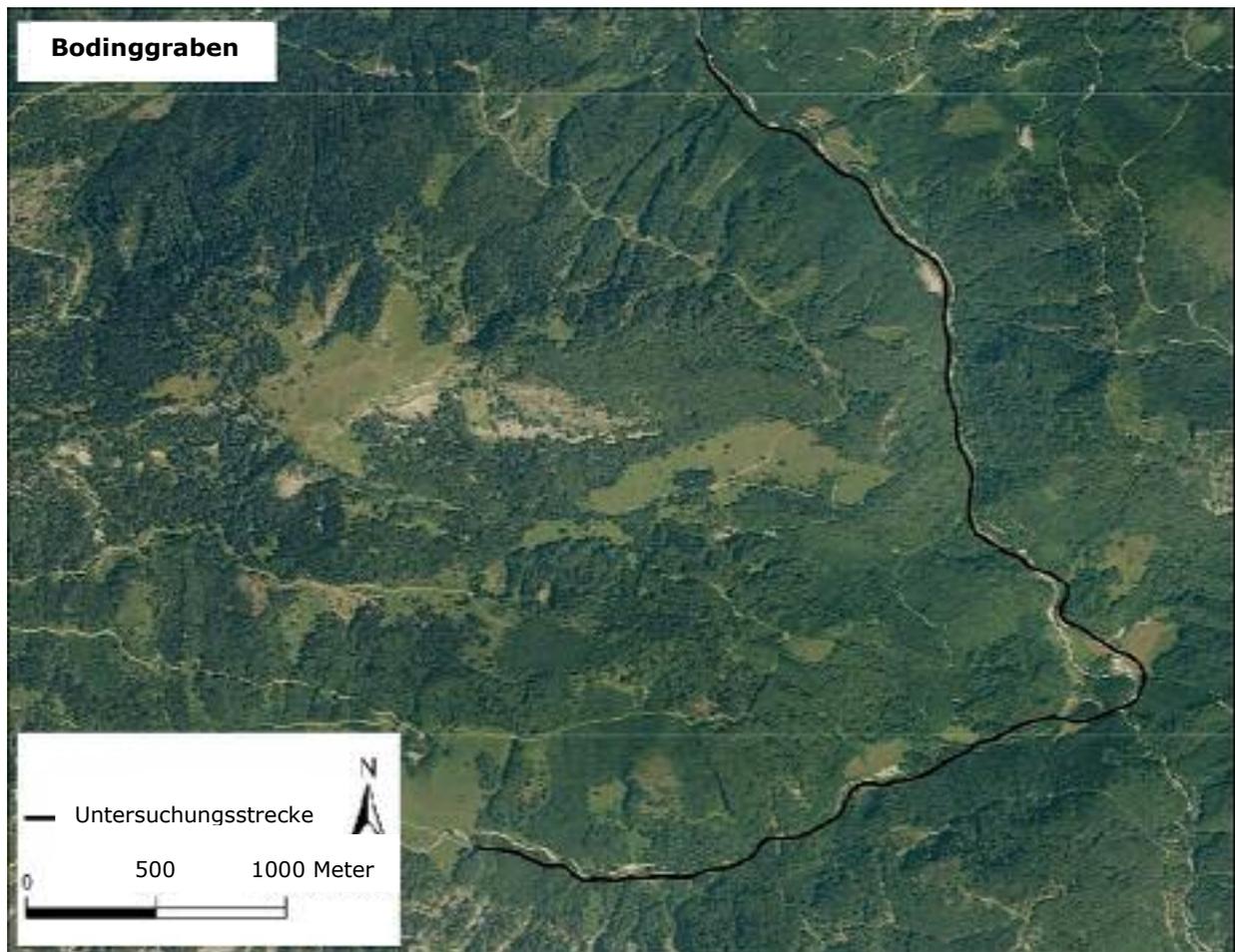


Abb. 11: Satellitenaufnahme der Untersuchungsstrecke Bodिंगgraben

Der Bodिंगgraben ist von Molln aus Richtung Osten in die Breitenau und weiter durch Steyern zu erreichen. Die Untersuchungsstrecke beginnt an der Grenze zum Nationalparkgebiet und folgt der Krummen Steyrling bis um Bodिंगgraben. Von da aus verläuft sie parallel zum Blöttenbach bis zum Kreuzboden, der ein weitläufiges Almgebiet darstellt.



Abb. 12: Weg durch den Bodिंगgraben



Abb. 13: Weg durch den Bodिंगgraben

Morphologie des Weges: Der geschotterte Weg ist zu Beginn rund vier Meter breit und verengt sich zum Ende der Begehungsstrecke auf rund drei Meter mit mittigem Grünstreifen. Der Weg ist von Misch- und Schluchtwald sowie von wenigen Wiesen gesäumt.

Geschichtlicher Hintergrund: Seit dem Mittelalter wurde im Bodinggraben Manganerzbergbau betrieben. Erst Anfang des 20. Jahrhunderts wurde die Gewinnung endgültig eingestellt (WEICHENBERGER 1997).

Heutige Nutzung: Heute dient der Weg unter anderem Landwirten als Zufahrtsstraße zu höhergelegenen Almgebieten. Auch als Verbindung zu Jagdgebieten und Wildfütterungsplätzen findet er Verwendung. Von der Nationalparkverwaltung ist die Strecke als Wanderroute und abschnittsweise auch als Reitweg ausgewiesen.

Der Bodinggraben wurde als dritte Untersuchungsstrecke ausgewählt, da er im Herzen des Nationalparks liegt. Abgesehen vom Bergbau war das Gebiet in der Vergangenheit sehr wenigen Störungen ausgesetzt. Bis auf wenige, einzeln stehende Gehöfte befinden sich die nächsten Ansiedlungen in relativ weiter Entfernung zur Aufnahmestrecke.

Untersuchungsstrecke Wallergraben

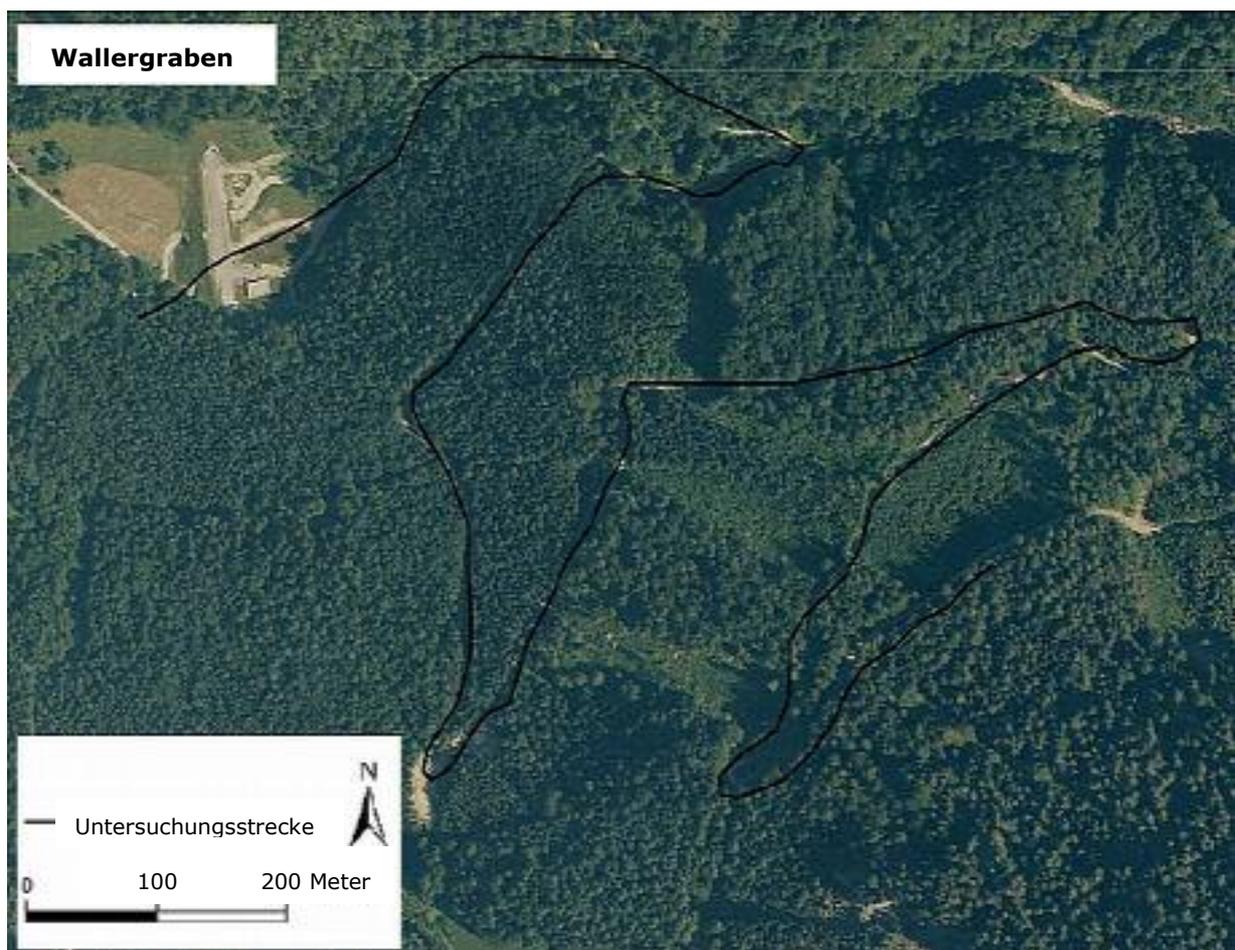


Abb. 14: Satellitenaufnahme der Untersuchungsstrecke Wallergraben

Überquert man bei Klaus an der Pyhrnbahn die Steyr, erreicht man einige Kilometer südlich die kleine Ansiedlung Traunfried. Hier hat der Wallergraben seinen Ursprung. Die Untersuchungsstrecke beginnt ein kurzes Stück außerhalb der Nationalparkgrenze bei der Abzweigung vom Hauptweg. Sie führt nach wenigen Metern durch die Unterführung der hier verlaufenden Autobahn

Nummer neun, der Pyrnautobahn, zu einem kleinen Holzlagerplatz. Der Weg folgt kurze Zeit dem Verlauf des Wallergrabens und steigt dann in Serpentina stark an. Das Ende der Aufnahmestrecke findet sich nach rund drei Kilometern Länge nach der vierten Kehre.



Abb. 15: Weg durch den Wallergraben



Abb. 16: Weg oberhalb des Wallergrabens

Morphologie des Weges: Bei der Untersuchungsstrecke handelt es sich um einen gut ausgebauten, einspurigen Forstweg. Der Weg selbst und die Kehren, die teilweise als Holzlagerplatz dienen sind gut geschottert. Der Weg wird von Misch- und Nadelwald gesäumt.

Geschichtlicher Hintergrund: Wann die forstwirtschaftliche Nutzung im Wallergraben ihren Ursprung nahm ist nicht bekannt. Nach dem Zweiten Weltkrieg siedelten sich Holzknechte im Wallergraben an. Als Quartier diente eine Holzfällerhütte, deren Fundamentreste noch heute rund 500 Meter nach Untersuchungsstreckenbeginn im Graben zu finden sind. Damals endete der Forstweg im hinteren Teil des Grabens. Erst in den 60er-Jahren wurde die Straße zur besseren forstwirtschaftlichen Erschließung und zum Bau einer Sendestation am Berg den rechten Grabenhang hinauf erweitert.

Heutige Nutzung: Der Weg wird hauptsächlich forstwirtschaftlich zum Transport von geschlagenem Holz gebraucht sowie als Zufahrtsstraße für einige Forsthütten weiter oben am Berg. Als Wanderroute ist er nicht ausgewiesen.

Der Wallergraben wurde aufgrund von Schilderungen über einen *Fallopia sachalinensis* Bestand als vierte Untersuchungsstrecke aufgenommen. Der Weg wird nur schwach frequentiert und es findet hier kaum touristische Aktivität statt.

3.2 Die Vergesellschaftung

Neben der punktuellen Erfassung der im Nationalpark Kalkalpen auftretenden Neophyten wurden diese auch auf ihre Vergesellschaftung untersucht. Erhebung der Pflanzengesellschaft bedeutet, dass in einem definierten Radius rund um den Wuchsort einer Pflanzenart die Begleitvegetation erhoben wird. Damit lässt sich feststellen, in welcher Nachbarschaft eine Art im natürlichen Kontext vorkommt. Durch die vorherrschende Pflanzengesellschaft ist es unter anderem möglich Aussagen über die Umweltbedingungen am Standort zu treffen, wie beispielsweise die Nährstoffverhältnisse oder die Wasserverfügbarkeit.

Dazu finden sich in dem Werk „Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa“ von ELLENBERG et al. (1992) Hinweise über die pflanzensoziologische Zugehörigkeit der benachbarten Arten. Durch die

Artenzusammensetzung des Standortes und deren bevorzugte Lebensräume lässt sich auf die Charakteristik des Standortes schließen.

Zugleich bekommt man Information darüber, welche Arten denselben Lebensraum nutzen und durch steigenden Konkurrenzdruck vom Standort verdrängt werden könnten. Dies ist gerade im Bezug auf Neophyten eine sehr bedeutende Erkenntnis. Welche indigenen Pflanzenarten werden verdrängt oder müssen sich mit den Neuzuwanderern arrangieren, sollte die Dominanz des Neophytenbestandes zunehmen? Vergleiche des Artengefüges mit späteren Erfassungen können Hinweise zur Einnischung der Art liefern.

Dazu wurden die erfassten neophytischen Arten jeweils an mindestens einem Standort auf ihre Begleitvegetation untersucht und das Ergebnis in den Aufnahmeformularen zur Vergesellschaftung (siehe CD-ROM) festgehalten.

Je Standort wurde die soziologische Verwandtschaft auf einer, um den Neophyten arrondierten Fläche von rund 4 m² erfasst. Hierbei wurde darauf geachtet, dass es sich um einen weitgehend homogenen Bestand handelt. Anschließend wurde jeder erhobenen Begleitart eine pflanzensoziologische Kennung gemäß ELLENBERG zugewiesen. Diese Kennung soll den von dieser Art bevorzugt in Anspruch genommenen Lebensraum wiedergeben.

Bei den einzelnen Lebensräumen wurde nicht unterhalb der Gruppenebene unterschieden. Die Einteilung erfolgte in folgende Pflanzengesellschaften nach ELLENBERG et al (1992):

1. Süßwasser- und Moorvegetation
2. (Salzwasser- und Meerstrandvegetation)
3. Krautige Vegetation oft gestörter Plätze
4. Steinfluren und Alpine Rasen
5. Anthropo-zoogene Heiden und Rasen
6. Waldnahe Staudenfluren und Gebüsche
7. Nadelwälder und Verwandte Heiden
8. Laubwälder und Verwandte Gebüsche

4. Ergebnisse

4.1 Vorkommen von invasiven und potenziell invasiven Neophyten

Die Vegetationsaufnahmen im Nationalparkgebiet haben ergeben, dass sich in den mehr oder weniger gestörten Bereichen der Wegränder bereits invasiv oder potentiell invasive Neophyten ansiedeln konnten. Die Arten treten dort in unterschiedlich großen und teilweise sehr dominanten Beständen auf.

In Tabelle 5 aufgelistet sind jene Neophyten, die laut Essl & Rabitsch (2002) als invasiv oder potenziell invasiv eingestuft wurden und wenigstens an einem Untersuchungsstandort im Nationalpark Kalkalpen vorkommen. Auch die weiteren Einstufungen nach der wirtschaftlichen Bedeutung und der gesundheitlichen Problematik orientieren sich nach Essl & Rabitsch (2002).

Tabelle 5: Übersicht der im Nationalpark vorkommenden invasiven und potenziell invasiven Neophyten

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Invasiv	Potenziell invasiv	Wirtschaftlich problematisch	Wirtschaftlich wertvoll	Gesundheitlich problematisch
<i>Aster novi-belgii</i>	Neubelgische Aster	X				
<i>Fallopia japonica</i>	Japanischer Staudenknöterich	X		X		
<i>Fallopia sachalinensis</i>	Sachalin-Staudenknöterich		X	X		
<i>Impatiens glandulifera</i>	Drüsiges Springkraut	X				
<i>Impatiens parviflora</i>	Kleinblütiges Springkraut	X				
<i>Lupinus polyphyllus</i>	Vielblättrige Lupine		X			
<i>Rudbeckia laciniata</i>	Schlitzblättriger Sonnenhut	X				
<i>Solidago canadensis</i>	Kanadische Goldrute	X				
<i>Solidago gigantea</i>	Riesen-Goldrute	X		X		

Dementsprechend treten im Nationalparkgebiet neun neophytische Arten in Erscheinung, die in Österreich als Gefährdung für den Naturschutz und im Speziellen als eine Bedrohung für die Vielfalt der heimischen Flora und Fauna angesehen werden.

Die Verbreitung der einzelnen Arten im Nationalpark ist jedoch sehr verschieden. Tabelle 6 zeigt eine Übersicht der Verbreitung invasiven und potenziell invasiven Neophyten der vier Untersuchungsstrecken an. Dargestellt ist jeweils das Verhältnis an Wegabschnitten die ein Vorkommen eines bestimmten Neophyten aufweisen, zur Summe aller Wegabschnitte einer Untersuchungsstrecke. *Impatiens parviflora* tritt beispielsweise in fast 80 % aller Abschnitte der Untersuchungsstrecke Großer Bach auf.

Tabelle 6: Vorkommen von invasiven und potenziell invasiven Neophyten an den vier Untersuchungsstrecken

	<i>Aster novi-belgii</i>	<i>Fallopia japonica</i>	<i>Fallopia sachalinensis</i>	<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Impatiens parviflora</i>	<i>Lupinus polyphyllus</i>	<i>Rudbeckia laciniata</i>	<i>Solidago canadensis</i>	<i>Solidago gigantea</i>
Großer Bach	---	---	---	1,1%	79,6%	---	---	1,1%	5,4%
Weißbach	2,1%	16,7%	---	---	25,0%	---	2,1%	2,1%	2,1%
Bodinggraben	---	---	---	---	1,6%	---	---	---	---
Wallergraben	---	---	3,2%	---	---	---	---	3,2%	3,2%

--- bedeutet, dass die Art in dem bestimmten Untersuchungsgebiet nicht auftritt.

Die Vielblättrige Lupine (*Lupinus polyphyllus*) ist im Nationalparkgebiet an zwei Standorten etabliert, kommt jedoch nicht an einer der vier Wegstrecken vor. Um dennoch das Gesamtbild über das Vorkommen von invasiven oder potentiell invasiven Pflanzenarten im Nationalpark zu komplettieren, wurden solche Flächen als so genannte Einzelaufnahmen in die Erhebung aufgenommen.

Zu den neun aufgezeichneten Arten kommt eine unbestimmte Anzahl an gebietsfremden Arten, die im Nationalpark vorkommen, jedoch nicht als invasiv oder potenziell invasiv eingestuft wurden, wie das Kanadische Berufkraut (*Conyca canadensis*) und der Gewöhnliche Feinstrahl (*Erigeron annuus*). Zweiteres tritt am Großen Bach in rund 80% der Streckenabschnitte auf, stellt jedoch augenscheinlich mit seinem zarten Wuchs kaum eine Bedrohung der heimischen Flora und Fauna dar. Das Vorkommen dieser Art wurde aufgrund des häufigen Auftretens zwar erhoben, ist jedoch nicht Inhalt dieser Arbeit und wurde deshalb nicht weiter untersucht.

Für jede Untersuchungsstrecke und Einzelaufnahmefläche findet sich im Anhang ein Auszug der erfassten Daten. Alle erhobenen Daten sowie das verwendete Aufnahmeformular finden sich auf der beiliegenden CD-ROM. Aufgezeichnet wurden, neben sämtlichen Standortdaten, wie GK-Koordinaten und die Meereshöhe über NN, der Deckungsgrad, mit dem die invasiven oder potenziell invasiven Neophytenarten in einem Abschnitt der Untersuchungsstrecke vorkommen. Der Eintrag „E“ steht in diesem Zusammenhang für einen Einzelfund was bedeutet, dass von einer Art innerhalb eines Abschnittes nur ein Individuum auftritt. Ein Einzelfund wurde mit einem Deckungsgrad von 0,1% in die Auswertungen eingearbeitet.

Um genauere Erkenntnisse über die Verbreitungsintensität der einzelnen neophytischen Arten im Nationalparkgebiet zu erlangen, müssen die untersuchten Wegabschnitte getrennt voneinander betrachtet werden. In den folgenden Kapiteln wird das Vorkommen und die Ausdehnung der neun im Nationalparkgebiet etablierten Neophytenarten anhand der vier Untersuchungsstrecken und der drei Einzelaufnahmen genauer betrachtet.

4.1.1 Untersuchungsstrecke Großer Bach

An der Untersuchungsstrecke, die dem Verlauf des Großen Baches folgt, konnte in 93 Abschnitten das Vorkommen vier verschiedener Taxa an invasiven Neophyten erhoben werden. Tabelle 7 zeigt die vorkommenden Arten und deren Kennwerte. Die Spalten 1 und 2 geben Auskunft über das absolute und relative Vorkommen der neophytischen Arten an der Untersuchungsstrecke. Gezählt wurden jene Abschnitte, bei denen wenigstens ein Einzelexemplar eines Neophyten vorkommt. Die

dritte und vierte Spalte zeigen die durchschnittliche, absolute Siedlungsfläche und den relativen Deckungsgrad der Neophyten über alle Abschnitte, in denen diese mindestens als Einzelexemplar auftreten.

Tabelle 7: Absolutes und relatives Vorkommen invasiver und potenziell invasiver Neophyten, sowie deren durchschnittliche Siedlungsfläche und durchschnittlicher Deckungsgrad an der Untersuchungsstrecke Großer Bach

Neophytenart	Absolutes Vorkommen [Anzahl der Abschnitte]	Relatives Vorkommen [%]	Durchschnittliche Siedlungsfläche [m ²]	Durchschnittlicher Deckungsgrad [%]
<i>Impatiens glandulifera</i>	1	1,1	16	4
<i>Impatiens parviflora</i>	74	79,6	1,8	0,52
<i>Solidago canadensis</i>	1	1,1	0,8	0,25
<i>Solidago gigantea</i>	5	5,4	3,5	1,22

Summe der Untersuchungsstreckenabschnitte: 93

Impatiens glandulifera und *Solidago canadensis* kommen jeweils nur in einem der insgesamt 93 Untersuchungsabschnitte vor, im Fall des Drüsigen Springkrauts jedoch mit einem vergleichsweise hohen Deckungsgrad von 4% (16 m²). Die Riesen-Goldrute (*Solidago gigantea*) hat sich in fünf Abschnitten mit einem durchschnittlichen Deckungsgrad von rund 1% angesiedelt. Mit seinem Vorkommen in 74 der insgesamt 93 Abschnitte kommt das Kleinblütige Springkraut (*Impatiens parviflora*) an der Untersuchungsstrecke „Großer Bach“ am häufigsten vor. Im Durchschnitt handelt es sich dabei um rund 2 m² pro Abschnitt. Die einzelnen Pflanzen sind dabei eher auf den gesamten Abschnitt verteilt als in dichteren Beständen vereint.

Das Vorkommen der Neophyten ist nicht gleichmäßig über die Untersuchungsstrecke verteilt, sondern gestaltet sich je nach Abschnitt sehr unterschiedlich. In der folgenden Abbildung ist der relative Neophytenbesatz der Untersuchungsstreckenabschnitte über die gesamte Länge der Untersuchungsstrecke ersichtlich.

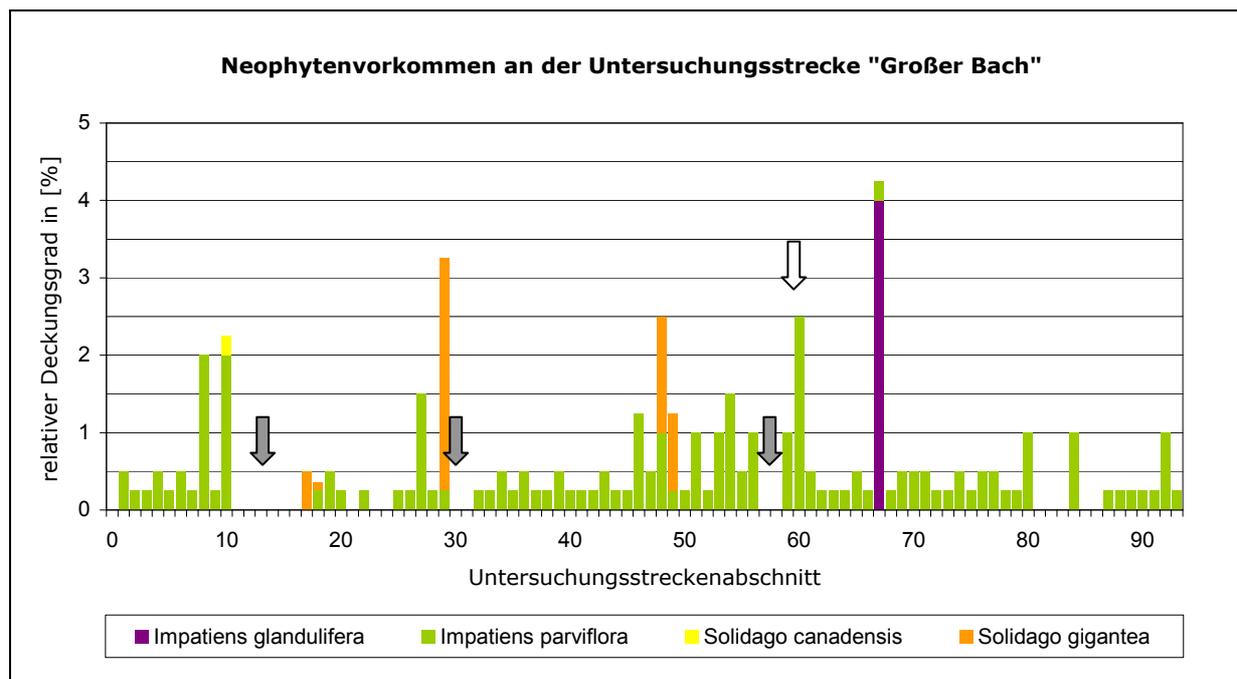


Abb. 17: Neophytenvorkommen an der Untersuchungsstrecke Großer Bach

Die drei grauen Pfeile zeigen jene Streckenabschnitte an, die ganz oder teilweise durch einen Tunnel führen. Im Einzelnen sind das die Abschnitte 13, 30, 56, 57, 58. Die untertunnelten Bereiche des Weges wurden in die Erfassung mitaufgenommen.

Der weiße Pfeil markiert den Abschnitt Nummer 60, an dem sich die Jausenstation Klausenbachhütte samt kleinem Parkplatz befindet. Wie in Tabelle 7 bereits aufgezeigt, kommt *Impatiens parviflora* in der Mehrzahl aller Untersuchungsabschnitte vor. *Solidago canadensis* kommt im Abschnitt 10 und *Impatiens glandulifera* im Abschnitt 67 einmalig vor. *Solidago gigantea* tritt in den Streckenabschnitten 17, 18, 29, 48 und 49 auf.

4.1.2 Untersuchungsstrecke Weißenbach

An der zweiten Untersuchungsstrecke wurden sechs der insgesamt 35 invasiven und potentiell invasiven Neophytenarten aufgefunden. Tabelle 8 zeigt die vorkommenden Arten und deren Kennwerte und ist analog Tabelle 7 aufgebaut.

Tabelle 8: Absolutes und relatives Vorkommen invasiver und potenziell invasiver Neophyten sowie deren durchschnittliche Siedlungsfläche und durchschnittlicher Deckungsgrad an der Untersuchungsstrecke Weißenbach

Neophytenart	Absolutes Vorkommen [Anzahl der Abschnitte]	Relatives Vorkommen [%]	Durchschnittliche Siedlungsfläche [m²]	Durchschnittlicher Deckungsgrad [%]
<i>Aster novi-belgii</i>	1	2,1	0,8	0,25
<i>Fallopia japonica</i>	8	16,7	178,3	18,59
<i>Impatiens parviflora</i>	12	25	5	1,08
<i>Rudbeckia laciniata</i>	1	2,1	37,5	0,5
<i>Solidago canadensis</i>	1	2,1	1	0,25
<i>Solidago gigantea</i>	1	2,1	300	4

Summe der Untersuchungsstreckenabschnitte: 48

Vier der insgesamt sechs erfassten Arten kommen jeweils nur in einem Abschnitt vor. Dies aber teilweise in Beständen mit beträchtlichem Ausmaß. Die Riesen-Goldrute (*Solidago gigantea*) und der Schlitzblättrige Sonnenhut (*Rudbeckia laciniata*) treten in einem einzigen Abschnitt mit einer Gesamtdeckung von 300 m² und rund 40 m² auf. Hier handelt es sich um zwei geschlossene Bestände auf der Fläche der ehemaligen Siedlung am Weißenbach. Ebenfalls auf ehemaligem Siedlungsgebiet und ein Stück talauswärts liegen die insgesamt acht Abschnitte, auf denen *Fallopia japonica* in bis zu 480 m² großen Rein-Beständen vorkommt.

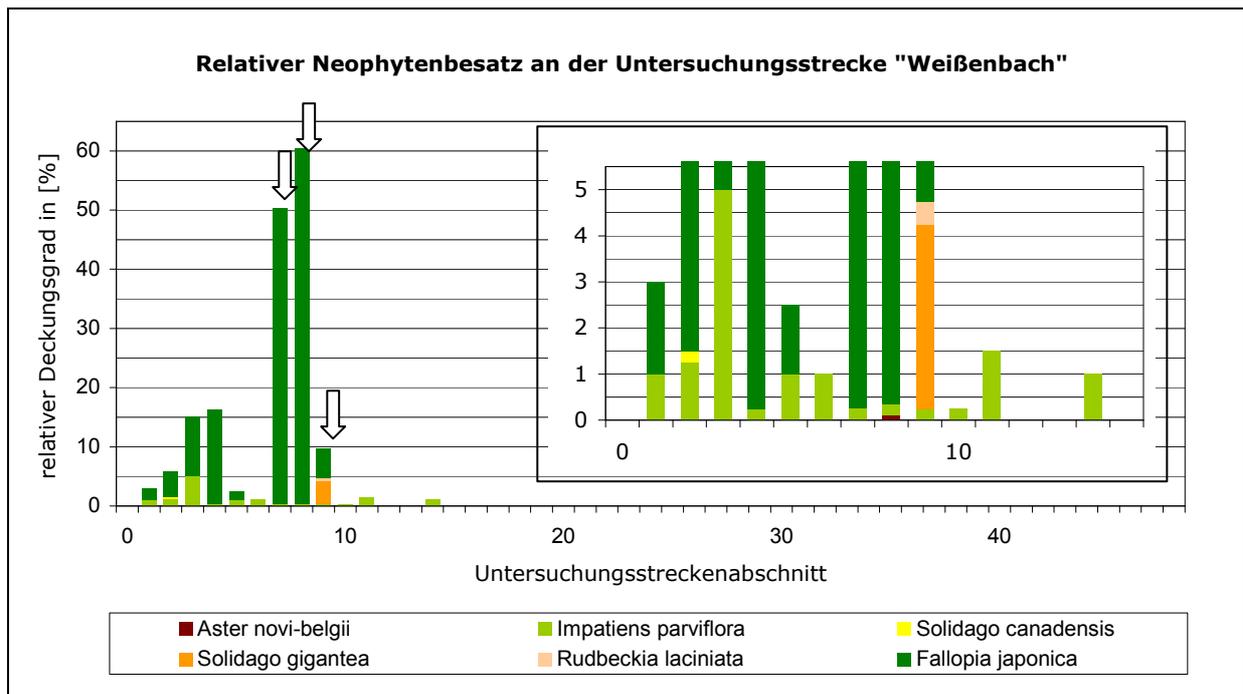


Abb. 18: Neophytenvorkommen an der Untersuchungsstrecke Weißenbach mit Vergrößerung der Abschnitte 1-15

Das Vorkommen von invasiven und potenziell invasiven Neophyten an der Untersuchungsstrecke Weißenbach konzentriert sich ausschließlich auf die ersten 14 Wegabschnitte. Anschließend wurde bis zum Ende des Weges keine dieser Pflanzen mehr erfasst. Die Abschnitte 7, 8 und 9 sind in der Graphik durch graue Pfeile markiert und führen durch das einst besiedelte Gebiet. Diese sind erwartungsgemäß stärker mit Neophyten besetzt als naturnähere Bereiche. Nach dem neunten Abschnitt zweigt die Untersuchungsstrecke nach links ab und folgt dem Verlauf des Großen Weißenbachs.

4.1.3 Untersuchungsstrecke Boddinggraben

An der Untersuchungsstrecke, die durch den Boddinggraben führt, wurde das Vorkommen einer invasiven neophytischen Art erhoben. Tabelle 9 zeigt die vorkommende Art und deren Kennwerte. Sie ist analog den beiden vorhergehenden Tabellen aufgebaut.

Tabelle 9: Absolutes und relatives Vorkommen invasiver und potenziell invasiver Neophyten sowie deren durchschnittliche Siedlungsfläche und durchschnittlicher Deckungsgrad an der Untersuchungsstrecke Boddinggraben

Neophytenart	Absolutes Vorkommen [Anzahl der Abschnitte]	Relatives Vorkommen [%]	Durchschnittliche Siedlungsfläche [m ²]	Durchschnittlicher Deckungsgrad [%]
<i>Impatiens parviflora</i>	1	1,59	5	0,25

Summe der Untersuchungsstreckenabschnitte: 63

Das Kleinblütige Springkraut (*Impatiens parviflora*) tritt an der Untersuchungsstrecke nur in einem Untersuchungsabschnitt und dort nur an einer Stelle auf. Mit einer Ausbreitung von rund 5 m² bewächst es hier die Böschung unterhalb des Weges.

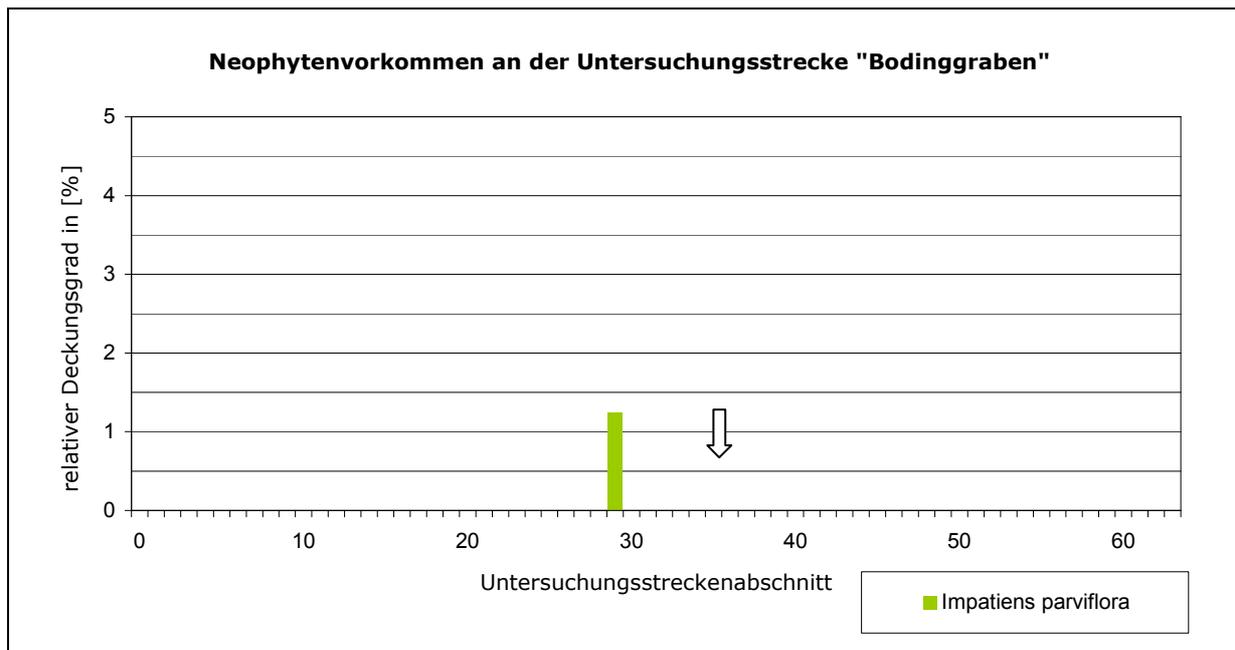


Abb. 19: Neophytenvorkommen an der Untersuchungsstrecke Bodinggraben

Die Begehung zeigt, dass es vor und nach dem 29. Abschnitt keine weitere Ansiedlung von invasiven und potenziell invasiven Arten an der Untersuchungsstrecke gibt. Der weiße Pfeil markiert die wenigen Gebäude im Bodinggraben mit angrenzenden kleinen Almwiesen.

4.1.4 Untersuchungsstrecke Wallergraben

An der Untersuchungsstrecke Wallergraben konnten zwei invasive Neophyten und eine potenziell invasive neophytische Art aufgezeichnet werden.

Tabelle 10 zeigt die vorkommenden Arten und deren Kennwerte. Sie ist gleich den vorhergehenden Tabellen aufgebaut.

Tabelle 10: Absolutes und relatives Vorkommen invasiver und potenziell invasiver Neophyten sowie deren durchschnittliche Siedlungsfläche und durchschnittlicher Deckungsgrad an der Untersuchungsstrecke Wallergraben

Neophytenart	Absolutes Vorkommen [Anzahl der Abschnitte]	Relatives Vorkommen [%]	Durchschnittliche Siedlungsfläche [m ²]	Durchschnittlicher Deckungsgrad [%]
<i>Fallopia sachalinensis</i>	1	3,2	200	40
<i>Solidago canadensis</i>	1	3,2	1,75	0,25
<i>Solidago gigantea</i>	1	3,2	2,5	0,50

Summe der Untersuchungsstreckenabschnitte: 31

Der Fundort von *Solidago canadensis* liegt noch ein kurzes Wegstück außerhalb der Nationalparkgrenze am dortigen Holzlagerplatz. Das Vorkommen wurde in die Untersuchung aufgenommen, da es sich hier um einen Erststandort handelt, der eine weitere Ausbreitungen der neophytischen Art in Richtung Nationalpark ermöglichen kann. Auch die beiden anderen Arten wurden jeweils nur an einem Wegabschnitt angetroffen. *Solidago gigantea* tritt im Abschnitt Nummer fünf auf einer Fläche von rund 2,5 m² auf. Ganz im Gegensatz zu *Fallopia sachalinensis*,

der im gleichen Abschnitt auf einer Fläche von rund 200 m² als dichter Bestand wächst. Mit dem weißen Pfeil ist das Grundstück der ehemaligen Holzfällerhütte gekennzeichnet.

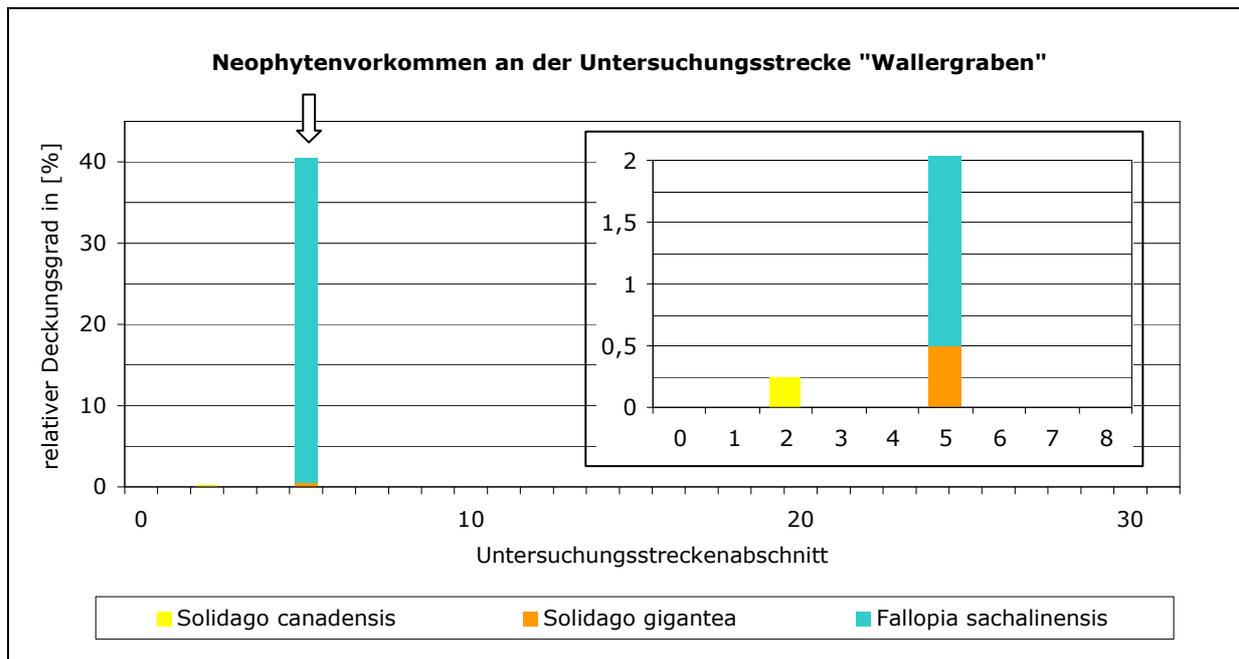


Abb. 20: Neophytenvorkommen an der Untersuchungsstrecke Wallergraben mit Vergrößerung der Abschnitte 1-8

Auch hier zeigt sich wie schon am Weißenbach, dass sich das Vorkommen von Neophyten nur auf die ersten Untersuchungsstreckenabschnitte beschränkt. Aus diesem Grund wurde die Untersuchung nach drei km Weglänge abgebrochen.

4.1.5 Die Einzelaufnahmen

Das Vorkommen an invasiven und potenziell invasiven Neophyten wurde nicht nur an den vier Wegstrecken sondern auch an zwei davon unabhängigen Standorten erhoben. Dabei handelt es sich um Bereiche, die aufgrund von Hinweisen durch Nationalparkmitarbeiter über neophytische Vorkommen in die Untersuchung aufgenommen wurden.

Einzelaufnahme am Rabenbach

Der erste der beiden Standorte liegt an einem schmalen Weg, der auf der gegenüberliegenden Talseite der Untersuchungsstrecke Großer Bach abzweigt. Er führt zuerst über eine Brücke, die den Großen Bach überspannt und folgt schließlich dem Verlauf des Rabenbachs, der an dieser Stelle in den Großen Bach mündet. Wenige Meter nach der Brücke finden sich links und rechts vom Weg Vorkommen von *Impatiens glandulifera*.

Einzelaufnahmen am Schneckengraben nahe Prefingkogel

Fährt man vom Großen Bach aus Richtung Unterlaussa, passiert man die Abzweigung zum Schneckengraben. Folgt man der Straße hinauf zum Prefingkogel, teilt sich der Weg ein Stück unterhalb des Gipfels. Hier befindet sich eine baumfreie Fläche, die früher wohl als Abraumhalde des nahe gelegenen Bergwerks diente und längere Zeit beweidet wurde.

Fährt man links um den Berg, erreicht man nach wenigen Metern an der rechten Straßenböschung die zweite Einzelaufnahmefläche. Folgt man dem Weg rechts um den Berg, erreicht man kurze Zeit nach der Abzweigung die dritte Aufnahmefläche an der linken Straßenböschung. Es handelt sich bei beiden Beständen um das Vorkommen der Vielblättrigen Lupine (*Lupinus polyphyllus*).

Wie bei der Vegetationsaufnahme an den Untersuchungsstrecken wurden auch bei den Einzelaufnahmen die genauen Standortdaten notiert. Aufgezeichnet wurden neben der Meereshöhe über NN, den Gauß-Krüger Koordinaten und der Exposition, der gesamt Deckungsgrad des jeweiligen Neophytenbestandes. Die einzelnen Standortdaten sind in Auszügen dem Anhang oder gesamt der beiliegenden CD-ROM zu entnehmen.

Tabelle 11: Deckungsgrade der Neophytenbestände an den Einzelaufnahmeflächen

Nummer der Einzelaufnahme	Standort	Neophytenart	Siedlungsfläche [m ²]
1	Rabenbach	<i>Impatiens glandulifera</i>	4
2	Schneckengraben	<i>Lupinus polyphyllus</i>	14
3	Schneckengraben	<i>Lupinus polyphyllus</i>	6

4.2 Beschreibung der erhobenen Neophyten

4.2.1 *Aster novi-belgii* (L.) Neobelgische Aster



Abb. 21: *Aster novi-belgii*



Abb. 22: *Aster novi-belgii*



Abb. 23: *Aster novi-belgii*

Familie: Asteraceae (Korbblütler)

Synonyme: Glattblatt-Aster, Neobelgien-Aster, Herbst-Aster, New York-Aster

Erscheinungsbild

Die Neobelgische Aster erreicht mit ihren aufrechten Stängeln eine Wuchshöhe von 60 bis 150 cm. Im oberen Bereich der Stängel und an den Ästen finden sich Leisten aus kurzen abstehenden Haaren. Die lanzettlichen Blätter sind nicht gestielt, sondern sitzen direkt am Stängel an. Die Blütenköpfe mit ihrem Durchmesser von 2,5 bis 3 cm besitzen 6 bis 12 mm lange, meist violette, selten weiße Strahlenblüten (Online: NATURHISTORISCHES MUSEUM WIEN)

Biologie

Die Lebensform der Neobelgischen Aster ist hemikryptophytisch, was bedeutet, dass die Überdauerungsorgane der Pflanze an der Erdoberfläche liegen und nicht darunter wie bei den Geophyten. Diese sind meist von Laub oder Erde als Witterungsschutz bedeckt. Die Pflanze besitzt weit kriechende unterirdische Wurzeläusläufer. Der Blühtermin liegt im Spätherbst und die Bestäubung er-

folgt durch Insekten oder Selbstbestäubung. Die Ausbreitung der Art geschieht durch gut flugfähige Samen oder Klettverbreitung (Online: FloraWeb).

Herkunft und Verbreitung

Aster novi-belgii stammt ursprünglich von der Atlantikküste Nordamerikas, wo sie im Flach- und Hügelland vorkommt (Online: FloraWeb). Sie wurde als Zierpflanze nach Europa gebracht und konnte sich mit der Zeit auch außerhalb von Gärten, insbesondere entlang von Gewässern, etablieren. Heute ist sie in beinahe ganz Europa verbreitet.

Lebensraum

Die Licht liebende Art wächst bevorzugt in nährstoffreichen Staudenbeständen und ausdauernden Unkrautfluren von Flussauen. Auch in der Nähe von Städten ist die Neubelgische Aster vielfach an Ruderalstellen eingebürgert (Online: NATURHISTORISCHES MUSEUM WIEN)

Auswirkungen durch die Verbreitung

Die Neubelgische Aster ist durch ihre hohe Konkurrenzkraft in der Lage, große Dominanzbestände zu bilden. Dies führt zu einer Standortverdrängung von heimischen Arten. Vor allem in Auwäldern tieferer Lagen kann *Aster novi-belgii* in dichten Beständen die natürliche Verjüngung von Gehölzen verhindern. Dies kann zu einer Verzögerung der natürlichen Sukzession führen.

Maßnahmen zur Bekämpfung

Tritt *Aster novi-belgii* vereinzelt oder in kleinen Beständen auf, erscheint das manuelle Ausreißen jeder einzelnen Pflanze am sinnvollsten. Bei großen Dominanzbeständen gestaltet sich die Bekämpfung weitaus schwieriger. Gleichzeitig sinkt durch die Aktion die Chance, einen nachhaltigen Effekt zu erzielen.

4.2.2 *Fallopia japonica* (HOUTT.) Japanischer Staudenknöterich



Abb. 24: *Fallopia japonica*



Abb. 25: *Fallopia japonica*



Abb. 26: *Fallopia japonica*

Familie: Polygonaceae (Knöterichgewächse)

Synonyme: *Reynoutria japonica* (HOUTT.), *Polygonum cuspidatum* (SIEB. & ZUCC.), *Pleuropterus cuspidatus* (SIEB. & ZUCC.) H. GROSS, *Tiniaria japonica* (HOUTT.), Spitzblättriger Knöterich, Zugespitzter Knöterich

Erscheinungsbild

Mit seinen hohlen, kräftigen, teils rötlich gemusterten Stängeln, die eine Wuchshöhe von bis zu 3 m erreichen, bildet *Fallopia japonica* oft dichte, ausgedehnte Bestände. Die glatten Blätter sind ledrig

derb, besitzen schmale Spitzen und eine gerade Blattbasis (Unterscheidungsmerkmal zu anderen Staudenknötericharten). Sie sind breit-eiförmig, 5 bis 20 cm lang und 5 bis 10 cm breit. Die kurzen Haare auf den Blattadern der Blattunterseite sind mit bloßem Auge kaum zu erkennen. Die Blütenstände sind rispenartig verzweigt und 3 bis 10 cm lang. Die kleinen Blüten besitzen eine weiß-grünliche Blütenhülle und blühen von Juli bis Oktober. Der Japanische Staudenknöterich ist eine ausdauernde Pflanze mit geophytischer Lebensform, das heißt, dass er ungünstige Bedingungen in unterirdischen Sprossausläufern so genannten Rhizomen überdauert.

Biologie

Fallopia japonica bildet dichte, hochwüchsige Bestände, die kaum von anderen krautigen Pflanzen überwachsen werden können. In der Hauptwuchszeit von Mai bis Mitte Juni können die Sprosse täglich bis zu 15 cm an Höhe zulegen (KOWARIK 2003). Etwa zwei Drittel seiner Biomasse sind unterirdisch in den stark verzweigten, meist horizontal verlaufenden Rhizomen gebunden. Die Pflanze ist mehrjährig, das heißt, sie überwintert in den bis zu 10 cm mächtigen Rhizomen und treibt jedes Frühjahr neu aus. Aus den Rhizomen bilden sich Sprosse und weitere Verzweigungen, so dass sich ein Bestand vegetativ bis zu zwei Meter pro Jahr ausdehnen kann.

Die Pflanze bildet Samen, die allerdings bei der Verbreitung im Europäischen Raum kaum eine Rolle spielen, da es selten zur Fruchtreife kommt. Laut BAILEY (1994) treten beispielsweise in Großbritannien nur weibliche Populationen von *Fallopia japonica* auf, die wahrscheinlich alle auf einen 1848 eingeführten Klon zurückgehen. Meist geschieht die Verbreitung durch kleine austriebsfähige Spross- und Rhizomstücke, die durch Verletzung bei Hochwasser oder Bautätigkeiten abgetrennt und verschleppt werden. Die vegetative Vermehrung gelingt auch noch bei kleinsten Rhizomstücken von 1 bis 1,5 cm Länge, sofern sie eine Knospe enthalten. Durch fließendes Wasser oder Erdtransport bei Bauarbeiten können diese kleinen Fragmente oft erhebliche Distanzen zurücklegen.

Herkunft und Verbreitung

Die Heimat dieser Knöterichart liegt im ostasiatischen Raum, wo sie vor allem in China, Japan und Korea weit verbreitet ist. *Fallopia japonica* wurde als Zierpflanze für Kurgärten und als Futterpflanze für Haustiere und Wild im 19. Jahrhundert nach Europa eingeführt und angepflanzt (RECHINGER 1958). Die weitere Ausbreitung geschah durch den Transport von Rhizom- und Stängelfragmenten, so dass vor allem anfangs bevorzugt Standorte an Fließgewässern besiedelt wurden.

Lebensraum

Das bevorzugte Verbreitungsgebiet dieser Art liegt an feuchten Bach- und Flussufern, wo sie gerade an gehölzfreien Abschnitten in sehr großer Dominanz vorkommen kann. An Standorten mit lichterem Ufergehölz verdrängt *Fallopia japonica* die vorhandene Staudenflur. Sie besitzt eine sehr weite ökologische Amplitude, was auch ein Wachstum unter trockenen, mageren Bedingungen wie an Straßenböschungen, Bahndämmen oder sonstigen anthropogen geschaffenen Brachflächen ermöglicht. (KOWARIK 2003)

Auswirkungen durch die Verbreitung

Durch sein invasives Auftreten gilt der Staudenknöterich in Österreich und auch in vielen europäischen Nachbarländern als eine der wichtigsten neophytischen Problempflanzen. Durch seine hohe Konkurrenzkraft und Wuchshöhen von bis zu 3 m ist *Fallopia spp.* für den Naturschutz sehr problematisch. Durch die Bildung von sehr dichten, geschlossenen Beständen wird das Wachstum anderer Pflanzen sehr stark begrenzt und die natürliche Sukzession, also die Entwicklung eines Standortes hin zur Klimaxvegetation, verzögert oder gar verhindert.

Laut SUKOPP & SUKOPP (1988) ist die natürliche Auflösung von *Fallopia*-Beständen in Mitteleuropa noch nicht beobachtet worden, wenn man von der natürlichen Bestandszerstörung bei zum Beispiel Hochwässern absieht. Auf Dauer können hier nur Frühjahrsblüher koexistieren. Nur in den lichtereren Randbereichen kann sich die heimische Flora noch begrenzt und kleinwüchsig halten.

Durch sein starkes horizontales Rhizomwachstum dringt *Fallopia japonica* auch in benachbarte intakte Pflanzenbestände ein.

Die *Fallopia*-Arten werden überwiegend von Fliegen, zumeist Schwebfliegen, und auch in geringerem Maße von Wildbienen besucht. Jedoch stellen die neophytischen-Knötericharten nur dann eine Bereicherung im Nahrungsangebot dar, wenn in deren Umgebung noch eine große Pflanzenvielfalt herrscht (SCHWABE & KRATOCHWIL 1991). Gerade bei diesen Arten fehlt es jedoch, aufgrund der ausgedehnten Dominanzbestände, an genügend Kontaktvegetation. Deshalb geht man von einer lokalen Auslöschung von Insektenpopulationen durch die Verdrängung der heimischen Flora und Fauna in den Knöterichbeständen aus (ZIMMERMANN & TOPP 1991).

Neben den ökologischen Beeinträchtigungen verursachen *Fallopia*-Bestände aus Sicht der Wasserwirtschaft noch weitere Probleme. Unter anderem können große Monobestände die Abflusssdynamik eines Fließgewässers, gerade bei Hochwasserereignissen, stark beeinträchtigen. Es vergrößert sich auch die Erosionsgefahr, da die großblättrigen Staudenknöterichbestände eine fast unbewachsene Bodenoberfläche im Uferbereich überdecken und sämtliche bodenbedeckende Begleitvegetation verdrängen (BAUER 1998). Der dadurch entstehende Schaden für die Wasserwirtschaft wird in Deutschland auf mehrere Millionen Euro jährlich geschätzt.

In der Regel kommt es durch die hochwüchsigen Pflanzen zusätzlich zu einer sehr auffälligen Veränderung des Landschaftsbildes.

Maßnahmen zur Bekämpfung

Durch die unzähligen negativen Begleiterscheinungen von neophytischen *Fallopia*-Arten ist an einzelnen Standorten eine Bekämpfung aus wasserbaulicher Sicht oder aus Gründen des Naturschutzes durchwegs sinnvoll. Da die Pflanzen wegen ihrer hohen Regenerationsfähigkeit nur mit großem Aufwand bekämpft werden können, ist im Einzelnen abzuwiegen ob eine Bekämpfung Erfolg verspricht und ob das Ziel den oft hohen finanziellen Aufwand rechtfertigt.

Bei allen Bekämpfungsmaßnahmen ist zu beachten, dass die größten Energiereserven der Pflanze in den unterirdischen Rhizomen gespeichert sind. Das Ausgraben der Rhizome ist jedoch kaum Erfolg versprechend, da diese bis zu 2 m tief liegen können.

Will man *Fallopia* mit Hilfe von Mahd bekämpfen, muss das anfangs mit einer Frequenz von bis zu acht mal jährlich geschehen. Das Mähgut muss von der Fläche entfernt und einer Kompostierung oder Verbrennung zugeführt werden. Es ist besonders darauf zu achten, dass keine Rhizom- und Sprosstteile auf der Fläche verbleiben, die anschließend wieder austreiben könnten.

Auch eine Beweidung mit Schafen beispielsweise Heidschnucken kann zu einer Eindämmung oder Kontrolle von Knöterichbeständen führen (CHILD et al. 1992). Durch Verbiss kann *Fallopia* zwar nicht beseitigt werden, es erweist sich in den meisten Fällen jedoch als relativ kostengünstige Regulierungsmethode. Eine dauerhafte Übershattung durch Bäume und/oder hohe Sträucher, im Randbereich der *Fallopia*-Bestände kann eine weitere Ausbreitung der Art auf der Fläche zumindest eindämmen.

Zur Prävention lassen sich auch Konkurrenzpflanzen wie beispielsweise das Rohr-Glanzgras (*Phalaris arundinacea*) oder das Schilfrohr (*Phragmites australis*) ausbringen (KONOLD et al. 1995). Bereits etablierte Knöterichbestände lassen sich durch den erhöhten Konkurrenzdruck jedoch nur mehr schwer zurückdrängen. Ein möglichst geschlossener, indigener Pflanzenbestand an Bach- und Flussufern kann langfristig die Ansiedelung von Staudenknötericharten einschränken und hilft Kosten für die Instandhaltung zu sparen.

4.2.3 *Fallopia sachalinensis* (F.SCHMIDT) Sachalin-Staudenknöterich



Abb. 27: *Fallopia sachalinensis*



Abb. 28: *Fallopia sachalinensis*



Abb. 29: *Fallopia sachalinensis*

Familie: Polygonaceae (Knöterichgewächse)

Synonyme: *Reynoutria sachalinensis* (F.SCHMIDT), *Polygonum sachalinensis* (F.SCHMIDT), *Pleuropterus sachalinensis* (F.SCHMIDT) H.GROSS, *Tiniaria sachalinensis* (F.SCHMIDT)

Erscheinungsbild

Fallopia sachalinensis zählt zu den Rhizomgeophyten und besitzt wie *Fallopia japonica* kräftige Rhizome. Die kantigen Stängel sind hohl, gestreift und erreichen mit ihrer kräftigen Wuchsform Höhen von bis zu 4 m. Verglichen mit anderen Staudenknötericharten sind die allmählich zugespitzten Blätter bei *Fallopia sachalinensis* am Rand runzelig und an der Blattunterseite mit leicht weiß-gräulichen, ca. 1 mm langen Haaren besetzt.

Speziell die Blätter des Haupttriebes sind länglich-eiförmig und können bis zu 40 cm lang und 17 cm breit werden. Im Gegensatz zu den kleineren Blättern der Seitenzweige, die meist eine gerade Blattbasis aufweisen, ist deren Blattgrund herzförmig eingeschnitten. Die kleinen Blüten sind weißlich bis grün-gelb und an einem rispenartig verzweigten Blütenstand zu Knäuel von 4 bis 7 angeordnet. Wie auch *Fallopia japonica* ist *Fallopia sachalinensis* funktionell eingeschlechtig und zweihäusig, was bedeutet, dass zwar alle Blüten Griffel und Staubblätter aufweisen jedoch auf einem Individuum nur die weiblichen oder die männliche Geschlechtsteile funktionstüchtig vorkommen. (HARTMANN et al. 1994)

Biologie

Der Sachalin-Staudenknöterich bildet durch eine Vielzahl von Rhizomen dichte Bestände, die sich in der Regel vegetativ vermehren. Was bedeutet, dass auch hier kleinen Spross- oder Rhizomstücken die größte Bedeutung bei der Ausbreitung der Art zukommt. Bei beiden hier beschriebenen Staudenknötericharten spielt die generative Vermehrung und Verbreitung durch Samen in Österreich sowie Deutschland nur eine sehr untergeordnete Rolle. Bestände von *Fallopia sachalinensis* können sich durch Rhizomwachstum ausbreiten, haben jedoch im Vergleich zu *Fallopia japonica* ein geringeres Potential zur vegetativen Reproduktion. Der Sachalin-Staudenknöterich neigt somit weniger zur Bildung ausgedehnter Bestände als andere Staudenknötericharten (KOSMALE 1981).

Herkunft und Verbreitung

Das natürliche Verbreitungsgebiet des Sachalin-Staudenknöterichs umfasst die Insel Sachalin, sowie den Norden Japans. Dort besiedelt er in Dominanzbeständen Sukzessionsstandorte, wie instabile, feuchte Böden auf vulkanischer Asche und Basaltlavaströmen, sowie stabilisierte

Geröllhalden (ISHIZUKA 1974, YOSHIOKA 1974). Die Pflanze wurde Ende des 19. Jahrhunderts in erster Linie als Viehfutter aber auch als Zierpflanze nach Europa eingeführt (RECHINGER 1958). Die Ausbreitung von *Fallopia sachalinensis* erfolgte im Vergleich zu *Fallopia japonica* mit einigen Jahren Verspätung und weitaus schleppender. Beide Arten gelten in Mitteleuropa als eingebürgert, wobei der Sachalin-Staudenknöterich ein wesentlich selteneres Vorkommen aufweist.

Bezüglich des Lebensraumes, der Auswirkungen durch die Verbreitung und der Bekämpfungsmaßnahmen ähnelt *Fallopia sachalinensis* sehr treffend der Art *Fallopia japonica*, so dass an dieser Stelle auf den vorausgehenden Kapitelabschnitt verwiesen wird.

4.2.4 *Impatiens glandulifera* (RAYLE) Drüsiges Springkraut



Abb. 30: *Impatiens glandulifera*



Abb. 31: *Impatiens glandulifera*



Abb. 32: *Impatiens glandulifera*

Familie: Balsaminaceae (Balsaminengewächse)

Synonyme: *Impatiens roylei* (WALP), Indisches Springkraut, Drüsentragendes Springkraut

Erscheinungsbild

Durch ihre kräftigen, durchscheinenden Stängel erreicht *Impatiens glandulifera* eine Wuchshöhe von 0,5 bis 2 m. Die lanzettlichen Blätter sind bis 25 cm lang, bis 5 cm breit und am Blattstiel mit Drüsen besetzt. Inklusiv ihrem Sporn erreichen die duftenden Blüten der Pflanze eine Länge bis 4 cm. Die rot bis violetten Blüten blühen, in Trauben hängend, von Juni bis zum ersten Frost.

Biologie

Impatiens glandulifera besitzt eine therophytische Lebensform, was bedeutet, dass sie ungünstige Umweltbedingungen, wie Trockenzeit oder Kälteperioden, als Samen im Boden überdauern. Bei Erreichen eines bestimmten Reifegrades springen die elastischen Fruchtkapseln auf und schleudern die Samen bis zu sieben Meter weit (HEGI 1965, LHOTSKA & KOPECKY 1966). Die nektarhaltigen Blüten werden bevorzugt von Bienen und Hummeln besucht. Niedergedrückte Pflanzenstängel können an den Knoten anwurzeln und abgetrennte Sprosssteile können, zum Beispiel durch Hochwasser verfrachtet, wieder anwachsen. Die vegetative Vermehrung spielt bei dieser einjährigen Art jedoch nur eine sehr untergeordnete Rolle (LHOTSKA & KOPECKY 1966). In Europa findet die Ausbreitung hauptsächlich generativ durch befruchtete Samen statt. Laut KOENIGS & GLAVAC (1979) werden in einem *Impatiens*-Reinbestand jährlich bis zu 32.000 Samen pro m² produziert. Im Zusammenspiel mit üppigem Höhenwachstum verleiht die große Samenproduktion dem Drüsiges Springkraut eine überdurchschnittliche Konkurrenzstärke. So vermag die Pflanze beispielsweise auch in bereits gesättigte Gesellschaften einzudringen und die Arten der alten Pflanzengesellschaft zu verdrängen (GÖRS 1974). Laut HARTMANN et al. (1994) ist die

Verdrängungskraft von *Impatiens glandulifera* gegenüber anderen Arten jedoch nicht so stark wie die von beispielsweise *Fallopia japonica* oder *Solidago canadensis*.

Herkunft und Verbreitung

Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet dieser Art liegt im westlichen Himalaja, von Kaschmir bis Nepal. *Impatiens glandulifera* wächst dort an Bachufern in einer Höhenlage von 1.800 bis 3.000 m über NN. In seiner Heimat findet das Drüsige Springkraut Verwendung bei der Färbung von Nägeln oder Haut. Die Samen werden gegessen oder zur Ölproduktion genutzt (HÜBER 1979). Auch in der Naturheilkunde findet *Impatiens spp.* eine häufige Anwendung. Bereits 1839 wurden die ersten Samen nach Europa verbracht und dort in Gärten als Zierpflanze ausgesät. Durch ihren hohen Nektargehalt wurde das Drüsige Springkraut von Imkern als Bienenweide ausgebracht.

Die Fernverbreitung findet hauptsächlich durch Wasser oder durch die Verbringung von Aushubmaterial bei Bautätigkeiten wie Gewässerbaumaßnahmen statt. HARTMANN et al. (1994) schreibt: „Das Ausbreitungsvermögen von *Impatiens* ist umso größer, je gestörter die ursprüngliche Gesellschaft, zum Beispiel durch Uferbauten und Kahlschläge ist“. HEINTZE (1932) beschreibt zusätzlich eine Ausbreitung von *Impatiens glandulifera* durch Endozoochorie. Im Speziellen geht es dabei um die Verbreitung keimfähiger Samen im Verdauungstrakt von Dohlen.

Lebensraum

Impatiens glandulifera hat sich seit der Einführung nach Europa stark ausgebreitet und ist mittlerweile in vielen Habitaten vollständig eingebürgert. Die neophytische Art besiedelt vorzugsweise grundwasserfeuchte bis nasse Standorte entlang von Gewässern. Das Besiedlungsspektrum reicht von nährstoffreichen, sonnigen Standorten bis zu nährstoffarmen Böden in halbschattigen Bereichen. So kommt die Art nicht nur an Fluss- und Bachrändern sondern auch in Feuchtwiesen, an Grabenrändern, lichten Buchenwäldern und vereinzelt auch an ruderalen Standorten vor.

Auswirkungen durch die Verbreitung

Die Bildung großer Samenmengen in Verbindung mit schnell hochschießenden Jungpflanzen verleiht *Impatiens glandulifera* eine sehr hohe Konkurrenzkraft. Das Drüsige Springkraut verdrängt nicht nur Pionierpflanzen auf brachliegenden Standorten sondern unterwandert aufgrund auffälliger Schattentoleranz und starkem Höhenwachstum auch intakte Pflanzengesellschaften. Die Folgen sind Vitalitätseinbußen bei heimischen Arten aufgrund der Beschattung. KOWARIK (2003) schreibt: „Ob dies über Mengenverschiebungen am Wuchsort auch zum Artenrückgang beiträgt, ist ungewiss“.

Da sich die ersten *Impatiens*-Keimlinge nicht vor Ende April zeigen, gelingt es gerade Frühblühern sich oft dauerhaft am Standort zu halten (HARTMANN et al. 1994). Die hohe Schichtdicke der verrottenden Springkraut-Biomasse kann hier jedoch negativ beeinflussend wirken, was auch die natürliche Verjüngung von Gehölzen verhindern kann.

Aus der Sicht der Wasserwirtschaft können Dominanzbestände des Drüsigen Springkrauts Probleme mit der Ufersicherheit hervorrufen. Der Boden bleibt im Winter unbefestigt, da die dünnen nicht tiefreichenden Wurzeln der Pflanze im Winter absterben. Das gemäßigte Auftreten von *Impatiens glandulifera* kann für Insekten durchaus als Bereicherung des Nahrungsangebotes gerade im Spätsommer angesehen werden (DIETER 1994). Zu den Blütenbesuchern zählen neben der Honigbiene auch einige Hummelarten. Dabei handelt es sich jedoch zum größten Teil um Arten die häufig auftreten und kein spezielles Nahrungsangebot nutzen, sogenannte Ubiquisten.

Maßnahmen zur Bekämpfung

Die Bekämpfung von *Impatiens glandulifera* gestaltet sich etwas unproblematischer als bei mehrjährigen Neophyten. Ziel der Maßnahmen muss es sein, die Samenbildung der Pflanzen möglichst ausnahmslos zu unterbinden. Auch hier gilt, dass die Frage ob eine Bekämpfung sinnvoll ist, nur als Einzelfallentscheidung getroffen werden kann. Laut HARTMANN et al. (1994) konnte mit Hilfe von Feldversuchen belegt werden, dass der richtige Zeitpunkt der Maßnahme entscheidender ist, als die Methodik. Der ideale Zeitpunkt liegt zu Beginn der Blüte kurz vor der Fruchtbildung. Wird eine Maßnahme wie zum Beispiel Mähen, Mulchen oder Ausreißen zu früh getätigt, besteht die

Gefahr, dass neue Pflanzen auskeimen und noch zur Blüte gelangen. Beim Mähen, zum Beispiel mit dem Freischneider, sollte darauf geachtet werden, dass der Schnitt tief genug erfolgt, da sonst die Pflanze aus dem Spross neue Triebe bilden kann. Wichtig ist die saubere Arbeitsweise und die Anpassung der Bekämpfungsmaßnahme an das Gelände. Das Mulchen (Mähen und anschließendes Zerkleinern) ist beispielsweise eine sehr vielversprechende Methode, kann aber nur auf frei zugänglichen Stellen angewandt werden.

An Fließgewässern sollten Bekämpfungsmaßnahmen stets im oberen Gewässerabschnitt begonnen werden, um einer neuerlichen Einschleppung der Samen bei Hochwasser entgegenzuwirken. In manchen Fällen ist die anschließende Aussaat von standortgerechten Pflanzen zur Ufersicherung empfehlenswert.

4.2.5 *Impatiens parviflora* (DC.) Kleinblütiges Springkraut



Abb. 33: *Impatiens parviflora*



Abb. 34: *Impatiens parviflora*



Abb. 35: *Impatiens parviflora*

Familie: Balsaminaceae (Balsaminengewächse)

Synonyme: Kleines Springkraut

Erscheinungsbild

Mit ihrer maximalen Wuchshöhe von 60 cm ist *Impatiens parviflora* im Gegensatz zur verwandten Art *Impatiens glandulifera* eher klein und unscheinbar. Die kahlen Stängel sind oberwärts ein bis dreifach verzweigt und tragen eiförmig bis länglich gestielte, 5 bis 12 cm lange Blätter. Die zarten blassgelben Blüten erreichen eine Länge von 60 bis 180 mm. Wie *Impatiens glandulifera* besitzt auch *Impatiens parviflora* keulenförmige Früchte, die aufspringen und den Samen im näheren Umfeld der Pflanze verschleudern. (Online: FloraWeb)

Biologie

Die einjährige Pflanze überwintert durch die Bildung großer Mengen widerstandsfähiger Samen. Die zarten, nektarhaltigen Blüten werden überwiegend von Schwebfliegen besucht. Mit *Impatiens parviflora* wurde die Blattlaus *Impatientinum asiaticum* miteingeschleppt, die mittlerweile eine Nahrungsgrundlage für viele heimische Tierarten darstellt.

Herkunft und Verbreitung

Das Kleinblütige Springkraut wurde Mitte des 19. Jahrhunderts in botanischen Gärten in Mitteleuropa angesiedelt und ist heute in ganz Europa verbreitet. Es stammt ursprünglich aus dem östlichen Sibirien, der Mongolei, Tadschikistan und Kaschmir. Ende des 19. Jahrhunderts wurden die ersten wild wachsenden Vorkommen in Österreich beschrieben. Bedingt durch seine explosions-

artige Ausbreitung ist *Impatiens parviflora* heute der am häufigsten vorkommende Neophyt in mitteleuropäischen Wäldern.

Die Verbreitung erfolgt überwiegend generativ. Durch das Aufspringen der Fruchtkapsel werden die Samen bis zu einer Entfernung von drei Metern geschleudert (TREPL 1984). Die Fernausbreitung übernimmt auch hier oft der Mensch, durch Erdtransport, Wildkompostierung von Gartenabfällen oder den Transport von Samen an Reifenprofilen und Schuhsohlen.

Lebensraum

Impatiens parviflora besiedelt vorwiegend Standorte, die für andere Arten aufgrund des Lichtangebots oder der Streuauflage ungeeignet sind. Laut SCHMITZ (1998) gehört das Kleinblütige Springkraut zu den wenigen einjährigen Pflanzenarten, welche in Wäldern beheimatet sind. Es ist der einzige Neophyt, der in einem breiten Spektrum unterschiedlicher Waldökosysteme wie Erlenbrüchen, Feucht- und Buchenwälder, Eichen-Hainbuchenwäldern bis hin zu verschiedenen Forstgesellschaften vorkommt (KOWARIK 2003). Neben ruderalen Standorten kommt diese Art auch besonders regelmäßig in stickstoffreichen Säumen von Wäldern vor.

Auswirkungen durch die Verbreitung

Wegen ihrer auffälligen, teils ausgedehnten Dominanzbestände wurde früher angenommen, *Impatiens parviflora* würde andere Pflanzen verdrängen. Diese Bestände finden sich allerdings oft an Standorten die aufgrund von mangelnden Lichtverhältnissen oder zu hohen Streuauflagen nur unzureichende Lebensbedingungen für andere Arten bieten. Da *Impatiens parviflora* jedoch oft auch an stärker besiedelten Standorten aspektbestimmend auftritt, kommt es hier teils zu einer Verarmung der Krautschicht und zu Konflikten mit dem Art- und Biotopschutz.

Auf Frühjahrsblüher hat der Neophyt nur geringen Einfluss, da die Art erst später im Jahr aspektbestimmend wird. In Säumen ist *Impatiens parviflora* Licht- und Nährstoffkonkurrent anderer nitrophiler also stickstoffliebender Pflanzenarten und kann diese dort in ihrer Entwicklung hemmen. Für die verwandte einheimische Spezies *Impatiens noli-tangere* besteht kaum Verdrängungsgefahr, da sich die standörtlichen Amplituden beider Arten nur gering überschneiden. Das Kleinblütige Springkraut stellt also eher ein Beispiel für eine neue Nutzung bislang ungenutzter ökologischer Nischen dar.

Besonders für Blütenbesucher und Blattlausfresser hat die Einbürgerung von *Impatiens parviflora* durchaus positive Aspekte. Beide Gruppen finden sich auf der neophytischen Art häufiger als auf der indigenen Art *Impatiens noli-tangere*. Die auf dem kleinblütigen Springkraut beheimatete Blattlaus *Impatientinum asiaticum* bildet mit ihren dichten Kolonien eine Nahrungsgrundlage für viele Insektenarten.

Maßnahmen zur Bekämpfung

Wegen der weitgehend fehlenden Nachweise einer Beeinträchtigung anderer Arten durch *Impatiens parviflora* ist der Sinn von Bekämpfungsmaßnahmen fraglich. In besonders schützenswerten Gebieten sollte die Verbreitung des kleinblütigen Springkrautes allerdings beobachtet werden.

4.2.6 *Lupinus polyphyllus* (LDL.) Vielblättrige Lupine



Abb. 36: *Lupinus polyphyllus*



Abb. 37: *Lupinus polyphyllus*



Abb. 38: *Lupinus polyphyllus*

Familie: Fabaceae (Schmetterlingsblütler)

Synonyme: Stauden-Lupine

Erscheinungsbild

Lupinus polyphyllus ist eine 60 bis 150 cm hohe, aufrecht wachsende Staude. Ihre gefingerten Blätter bestehen aus 10 bis 15 lanzettlich-spitzen Teilblättern, die in einem Längenspektrum von 3 bis 15 cm auftreten. 50 bis 80 Blüten bilden eine bis zu 50 cm lange aufrechte Traube. Die Blütenfarbe variiert dabei von intensiv blau über rosa-violett zu weiß. Sind die Blüten erst bestäubt und verblüht, bilden sich 2,5 bis 6 cm lange behaarte Hülsen mit 4 bis 12 kugeligen Samen.

Biologie

Lupinus polyphyllus weist eine hemikryptophytische Lebensform auf und besitzt unterirdische Sprossausläufer mit anhaftenden Knöllchenbakterien die Luftstickstoff binden können. Die Pflanze kann schon im ersten Jahr blühen und 150 bis 2.000 Samen je Blütenstand bilden. Zur Reifezeit von Juli bis Oktober reißen die Fruchtklappen der Hülsen beim Trocknen explosionsartig auseinander und schleudern die Samen bis in eine Entfernung von über fünf Meter. Einmal im Boden angelangt bleiben die Samen bis zu 50 Jahre keimfähig (Online: FloraWeb).

Herkunft und Verbreitung

Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet dieses Schmetterlingsblütlers liegt an der Pazifikküste Nordamerikas. Die Art wächst hier auf ozeanisch geprägten Bergwiesen bis in eine Höhe von 2.900 m. Die Vielblättrige Lupine wurde erstmals 1826 nach Europa eingeführt und als beliebte Gartenpflanze angebaut und verbreitet. Zudem wird sie häufig zur Böschungsbefestigung bei Wegebaumaßnahmen als Gründüngung beispielsweise bei Gehölzpflanzungen oder als Initialbepflanzung ausgebracht. Auch als Wildfutter wurde und wird *Lupinus polyphyllus* gerne angebaut. Ausgehend von diesen Beständen konnte sich die Vielblättrige Lupine in zahlreichen Lebensräumen ansiedeln. Die Nahausbreitung erfolgt durch die Bildung widerstandsfähiger Samen. Jedoch können die Samen auch von Weidetieren verzehrt, keimfähig ausgeschieden und so auf größere Distanzen verbreitet werden (Online: FloraWeb).

Lebensraum

In der Umgebung von eingesäten Flächen sind Vorkommen an Ruderalstandorten und anthropogen geschaffenen Störzonen wie Straßen- und Wegböschungen oder Eisenbahndämmen entstanden. In lichten Waldgesellschaften und Hochstaudenfluren ist *Lupinus polyphyllus* bereits eingebürgert.

Auswirkungen durch die Verbreitung

Durch ihren dichten, hohen Wuchs kann die Vielblättrige Lupine die heimische Flora beispielsweise auf Bergwiesen innerhalb weniger Jahre überwachsen. Dadurch wird die ursprüngliche Vegetation beschattet, lichtliebende Arten werden verdrängt und die dichte Gras- und Krautschicht löst sich auf. Dieser Zustand führt wiederum zu idealen Keimbedingungen für die Diasporen der Lupinen (VOLZ 2003). Zusätzlich verändert *Lupinus polyphyllus* den Standort durch die Anreicherung von Nährstoffen nachhaltig. Einerseits geschieht das durch die Symbiose mit Luftstickstoff bindenden Bakterien und zum anderen bringen tief in den Boden reichende Wurzeln Nährstoffe in obere Bodenschichten. Durch die Nährstoffanreicherung im humosen Oberboden verschiebt sich das Arteninventar zugunsten Nährstoffe liebender Gräser und Kräuter. Nitrophile, weitverbreitete Pflanzen wie die Große Brennnessel (*Urtica dioica*) können sich auf Kosten von seltenen schutzwürdigen Arten der Magerrasengesellschaften ausbreiten (VOLZ 2003).

Besonders die Wiesen- und Weidegesellschaften montaner Lagen und andere schützenswürdige Vegetationstypen wie Feuchtwiesen und Kleinseggenrasen sind von den Veränderungen durch die Vielblättrige Lupine betroffen. Vor allem in vernässten Muldenlagen können vermehrt Massenbestände auftreten (Online: FloraWeb). Bekämpfungsmaßnahmen werden hier jedoch oft nur zögerlich oder gar nicht durchgeführt, da die bunten Blütenstände der Lupine das Landschaftsbild oft bereichern.

Maßnahmen zur Bekämpfung

Vorbeugend sollte darauf geachtet werden, dass die Ansaat von *Lupinus polyphyllus* nicht in der Umgebung von schutzwürdigen Vegetationseinheiten erfolgt. Da Bekämpfungsmaßnahmen bereits etablierter Lupinen-Beständen aufwändig sind, sollten sie auf besonders schutzwürdige Bereiche konzentriert werden. Die Wahl der Bekämpfungsmaßnahme richtet sich in erster Linie nach der Dichte des Bestandes.

Einzelpflanzen lassen sich mit Sense oder Sichel abschneiden oder mit dem Ampferstecher ausstechen. Dominanzbestände können mit einer Kombination aus Mahd und Beweidung begrenzt werden. Die Mahd sollte in den ersten drei bis fünf Jahren zweimal jährlich erfolgen, und zwar während der Hauptblüte im Juni und acht Wochen später. Der Beweidungstermin sollte deutlich vor der Zeit des Fruchtens gewählt werden, um eine Fernverbreitung der Samen durch Weidetiere zu verhindern (Online: FloraWeb).

4.2.7 *Rudbeckia laciniata* (L.) Schlitzblättriger Sonnenhut



Abb. 39: *Rudbeckia laciniata*



Abb. 40: *Rudbeckia laciniata*



Abb. 41: *Rudbeckia laciniata*

Familie: Asteraceae (Korbblütler)

Synonyme: Goldquelle, Goldball, Gefüllter Sonnenhut, Hoher Sonnenhut

Erscheinungsbild

Die Pflanze wächst in Form von standfesten, horstbildenden Stauden und wird ca. 220 cm hoch. Die Blätter sind frisch- bis mittelgrün, tief eingeschnitten und 3 bis 5-teilig zusammengesetzt, wobei die unteren Blätter fiederteilig sind. Die Stängel sind meist ästig, zerstreut behaart oder kahl. Die Blüten von *Rudbeckia laciniata* sind entweder 4 bis 5 cm lange Zungenblüten mit kegelförmiger, grünlicher Mitte oder dicht gefüllt und kugelig. Die Pflanze blüht von Ende Juli bis September mit kräftig gelber Farbe. Werden Früchte gebildet sind diese 4-kantig.

Biologie

Die Lebensform des Schlitzblättriger Sonnenhuts ist geo- und hemikryptophytisch. Die frostbeständigen Überdauerungsknospen befinden sich im Boden nahe der Bodenoberfläche. Die Pflanze breitet sich über Samen oder Rhizome aus. Die Verbreitung der im Nationalpark vorkommenden Form mit ihren gefüllten Blüten erfolgt ausschließlich vegetativ.

Herkunft und Verbreitung

Die ausdauernde Art ist in feuchten Böden an offenen Standorten in Wäldern und Feuchtwiesen im nordöstlichen Amerika und Kanada heimisch. Ursprünglich wurde der Schlitzblättrige Sonnenhut Ende des 18. Jahrhunderts als Zierpflanze nach Europa importiert. An Gewässerrändern verwildert, konnte er sich aufgrund seines stark invasiven Potentials rasch vermehren und ausbreiten. In den Fluss gefallene Samen werden stromabwärts getragen und so können Pionierpflanzen neue Siedlungsgebiete erschließen.

Anthropogen kann eine Verbreitung auf unterschiedliche Weisen erfolgen. So werden durch Baumaßnahmen an Böschungen von Straßen und Eisenbahntrassen Bestandslücken geschaffen, die einer neuen Besiedlung offen stehen. Die Samen werden durch den Fahrtwind besonders rasch und häufig in diese Lücken eingetragen. Im wasserwirtschaftlichen Bau kann es ebenfalls zur Schaffung von Pionierflächen kommen. Wenn es nicht gelingt die offenen Flächen standortgerecht zu begrünen, kann sich hier *Rudbeckia laciniata* schnell ansiedeln und ausbreiten

Andere Wege zur Verbreitung von Samen und Pflanzenteilen sind beispielsweise der Abbau von Kies für die Wegbefestigung, die Entsorgung von Gartenabfällen in die freie Landschaft und die Deponierung von Bauschutt.

Lebensraum

Der Schlitzblättrige Sonnenhut benötigt einen sonnigen Standort mit feuchtem, stickstoffreichen und durchlässigen Boden von sandig bis lehmiger Konsistenz. Diese Bedingungen finden sich an Wald- und Gewässerrändern, in Brachflächen und auch Parks.

Auswirkungen durch die Verbreitung

Als sehr ausdauernde Pflanze zeigt der Schlitzblättrige Sonnenhut eine große Konkurrenzkraft gegenüber indigenen Pflanzenarten. Durch die Bildung von dichten, homogenen Beständen kann die heimische Begleitvegetation vom Standort verdrängt werden. *Rudbeckia laciniata* dient einigen Insekten als Nektarquelle, verdrängt gleichzeitig aber auch indigene Futterpflanzen und deren spezialisierte Nutzergruppen. (Online: VERWALTUNG STEIERMARK)

Maßnahmen zur Bekämpfung

Durch die Fähigkeit der Pflanze Nährstoffe in den Rhizomen zu speichern ist eine Bekämpfung relativ aufwändig. Für ein vollständiges Zurückdrängen des Bestandes ist drei bis fünfmaliges Schneiden oder Mulchen im Abstand von jeweils zwei bis drei Wochen ab Mai erforderlich. Um die Pflanzen nachhaltig zu schwächen ist es wichtig, dass die Maßnahmen über mehrere Jahre durchgeführt werden. Entlang von Gewässern sollte die Bekämpfung von der Quelle in Richtung Mündung erfolgen, um einen erneuten Sameneintrag mit dem Wasser zu unterbinden. (Online: VERWALTUNG STEIERMARK)

4.2.8 *Solidago canadensis* (L.) Kanadische Goldrute



Abb. 42: *Solidago canadensis*



Abb. 43: *Solidago canadensis*



Abb. 44: *Solidago canadensis*

Familie: Asteraceae (Korbblütler)
Synonym: Keine bekannt

Erscheinungsbild

Die bis zu 2,5 m hoch reichenden Stängel der Kanadischen Goldrute sind dicht behaart und nur im oberen Teil verzweigt. Die Blätter sind bis 10 cm lang, bis 1,5 cm breit, lanzettlich und ebenfalls behaart. In einer pyramidenförmigen Rispe sitzen unzählige goldgelbe Blüten in kleinen Köpfchen.

Biologie

Die ausdauernde Goldrute kann durch ihre weit verzweigten Sprossausläufer ausgedehnte Klonbestände bilden. Die Rhizome dienen jedoch nicht nur der vegetativen Vermehrung sondern sind auch Wasser- und Nährstoffspeicher. Obwohl die Fernverbreitung hauptsächlich generativ erfolgt, können auch verschleppte Rhizomfragmente neu austreiben. Die Blütenbestäubung erfolgt zum größten Teil durch Schwebfliegen und Honigbienen (WERNER et al. 1980, WAGENITZ 1964). Die neophytische Art der Goldrute blüht je nach Standort von Mitte Juli bis Oktober und kann pro Blütenstand bis zu 19.000 flugfähige Samen produzieren, die vom Spätherbst bis zum Frühjahr durch Wind verbreitet werden (WERNER et al. 1980).

Wie in ihrem Heimatland wird auch in Europa die Goldrute als Naturheilmittel beispielsweise zur Behandlung von Nieren- und Blasenleiden eingesetzt.

Herkunft und Verbreitung

Solidago canadensis sowie *Solidago gigantea* sind in Nordamerika beheimatet. Das Ausbreitungsgebiet umfasst bis auf wenige Ausnahmen die gesamte USA und den Süden Kanadas. Sie kommen hier bevorzugt auf aufgelassenem Farmland, Hochgras-Prärien und Ruderalstellen vor. Nach Europa wurden die nordamerikanischen Goldrutearten im 17. und 18. Jahrhundert zur Verwendung als Zierpflanzen eingeführt. Durch die Verwilderungen aus Gärten und die gezielte Aussaat durch Imker, wurde die Goldrute in ganz Europa verbreitet (WALTER 1987).

Lebensraum

Die lichtliebenden nordamerikanischen Goldrutearten zeigen bezüglich der Nährstoffversorgung und Wasserverfügbarkeit eines Standortes eine sehr breite Amplitude. Sie wachsen auf trockenen Ruderalflächen wie Bahndämmen, Straßenböschungen und industriellen Brachflächen ebenso, wie in naturnahen Säumen und Auwäldern (LOHMEYER 1969 u. 1971). Auf Flächen, die der traditionellen Bewirtschaftung entzogen wurden, findet sich die Goldrute besonders schnell und mit

großer Artmächtigkeit ein. Ihre starke Ausbreitung in den 60er-Jahren korreliert mit der Häufung landwirtschaftlicher Brachen.

Auswirkungen durch die Verbreitung

Die ausgeprägte Konkurrenzfähigkeit der neophytischen *Solidago*-Arten lässt sich auf zwei sehr erfolgreiche Lebensstrategien zurückführen. Die starke Samenproduktion führt zu einer schnellen Fernverbreitung und durch die vegetative Ausbreitungs- und Regenerationsfähigkeit können sich große Dominanzbestände bilden, die anderen Arten die Lebensgrundlage entziehen.

Dauerhafte Beschattung kann die Goldrute langfristig zurückdrängen jedoch verhindern die dichten, ausgedehnten Bestände das Aufkommen von Gehölzarten. Auf forstwirtschaftlichen Brachen kann das zu einer erheblichen Verzögerung der natürlichen Sukzession führen. Laut CORNELIUS et al. (1989) wird die natürliche Gehölzsukzession auf urbanen Ruderalstandorten dadurch um mehr als ein Jahrzehnt hinausgezögert. Die natürliche Abfolge kann erst wieder beginnen, wenn *Solidago spp.* seitlich beschattet, durch Wurzeläusläufer benachbarter Gehölze unterwachsen oder durch seitlich einwachsende Brombeere- und Rosensträucher zurückgedrängt wird (KOWARIK 2003). In sehr naturnahe Biotope wie Auwälder, Magerrasen oder Streuwiesen eingedrungen, kann *Solidago spp.* schnell schützenswerte Flora und Fauna verdrängen. Nach verschiedenen Untersuchungen von HARTMANN et al. (1995) verringert sich die Artenanzahl auf Halbtrockenrasen und Streuwiesen nach Überführung in Goldrutebestände etwa um die Hälfte. Wobei hier vorwiegend charakteristische Magerrasenarten betroffen sind.

Die Blüten der Goldrute, mit ihren ansonsten geringen Pollen- und Nektarmengen, haben aufgrund ihres massenhaften Auftretens und des späten Blühtermins eine Relevanz als Nahrungsquelle für Insekten (PRITSCH 1985). Gleichzeitig werden jedoch durch die starke Ausbreitung der nord-amerikanischen Goldrutearten wichtige Futterpflanzen für Wildbienen verdrängt (WESTRICH 1989). Dies ist besonders für schützenswerte Lebensräume wie Magerrasen mit ihren seltenen Pflanzengesellschaften als bedenklich einzustufen. Handelt es sich jedoch um die Wiederbesiedelung offenen Bodens auf urbanindustriellen Standorten oder aufgelassenen landwirtschaftlichen Flächen bieten neophytische Goldruten oft eine der wenigen Nahrungsquellen für blütenbesuchende Insekten (KOWARIK 2003). Hier kann ein Bewuchs durch die neophytischen Goldruten mit ihren attraktiven Blüten durchaus auch Vorteile für das Landschaftsbild bringen.

Maßnahmen zur Bekämpfung

Da sie vorwiegend auf Brachen gedeihen, können die neophytische Goldrutearten am effektivsten kontrolliert werden, indem die traditionelle Landnutzung beibehalten oder deren Wirkung durch andere Maßnahmen ersetzt wird. Wird dies nicht durchgeführt oder ist eine solche Managementmaßnahme nicht möglich, steht die Wahl zwischen Vorbeugung, Bekämpfung oder Akzeptanz.

Das hohe Regenerationspotential der Goldrute, aufgrund der vielen unterirdischen Rhizomen, macht eine Bekämpfung nur dann sinnvoll, wenn sie über einen längeren Zeitraum durchgeführt wird. Ein zweimaliges bodennahes Mähen oder Mulchen der Fläche im Mai und August über mehrere Jahre kann zu einem effektiven Zurückdrängen der Art führen. Ebenso wie eine einmalige Bodenbearbeitung bei heißer, trockener Witterung mit anschließender Einsaat von Gräser- oder Kräutermischungen. Ein einmaliger Schnitt vor der Blüte kann den Samenflug verhindern, schwächt die Pflanze aber kaum. Kleinere *Solidago*-Bestände können kurz vor der Blüte händisch ausgerissen und von der Fläche entfernt werden. Auch diese Bekämpfungsmaßnahme sollte über mehrere Jahre durchgeführt werden. Ebenso wie eine Beweidung durch Schafe in Kombination mit Mähen (HARTMANN et al. 1994).

Alle Managementvorschläge beziehen sich auf *Solidago*-Bestände, die in ihrer Ausdehnung eher begrenzt sind. Kommt die Art jedoch auf größeren Arealen und zusätzlich in die heimische Flora integriert vor, ist eine Bekämpfung praktisch nicht durchführbar und nicht erfolgversprechend. Bei allen Gegenmaßnahmen gilt zusätzlich, dass eine Wiedereinwanderung der Art auf die Fläche unterbunden werden muss, da ansonsten alles Vorangegangene ohne Wirkung bleibt. Als Vorbeugemaßnahme, um die Entwicklung von ausgedehnten Massenbeständen zu verhindern, kann beispielsweise auf Ackerbrachen eine Einsaat mit Gras- oder Wildkräutermischungen vorgenommen werden.

4.2.9 *Solidago gigantea* (AIT.) Riesen-Goldrute



Abb. 45: *Solidago gigantea*



Abb. 46: *Solidago gigantea*



Abb. 47: *Solidago gigantea*

Familie: Asteraceae (Korbblütler)

Synonyme: *Solidago serotina* AIT., *Solidago glabra* DESFONT., Späte Goldrute

Erscheinungsbild

Wie *Solidago canadensis* besitzt auch *Solidago gigantea* ausgedehnte Sprossausläufer aus denen Stängel mit einer Höhe von bis zu 2,5 m treiben. Die rötlichen Sprosse sowie die Blätter sind jedoch unbehaart und glatt, was ein wichtiges Unterscheidungsmerkmal der zwei verwandten Arten darstellt. Trotz ihres Namens erreicht die Riesen-Goldrute oft eine geringere Wuchshöhe als die Kanadische Goldrute. Die lanzettlichen Blätter sind bis 10 cm lang und bis 1,5 cm breit.

Solidago canadensis und *Solidago gigantea* ähneln sich in ihrem physiologischen und ökologischen Verhalten so sehr, dass des weiteren auf die Beschreibung der Kanadischen Goldrute verwiesen wird. Nur an besonders feuchten und humosen Standorten tritt *Solidago gigantea* vergleichsweise häufiger auf als die ansonsten etwas weiter verbreitete Kanadische Goldrute.

4.3 Die Vergesellschaftung

Auf der Fläche des Nationalparks konnten neun invasive oder potenziell invasive Neophytenarten erhoben werden. Es wurde jedoch nur bei sechs Arten die soziologische Verwandtschaft untersucht. Diese Arten sind *Fallopia japonica*, *Impatiens glandulifera*, *Impatiens parviflora*, *Lupinus polyphyllus*, *Solidago gigantea* und *Solidago canadensis*. Der Sachalin-Staudenknöterich (*Fallopia sachalinensis*) konnte ebenso wie die Neubelgische Aster (*Aster novi-belgii*) und der Schlitzblättriger Sonnenhut (*Rudbeckia laciniata*) im Nationalpark nur an einem Standort erhoben werden. Da die Untersuchung der Vergesellschaftung an einem einzigen Standort wenig Aussagekraft besitzt, wurde bei diesen drei neophytischen Arten davon abgesehen.

Allen erhobenen Begleitarten der Neophyten wurde eine bevorzugte Pflanzengemeinschaft nach ELLENBERG zugeordnet. Arten über die in dieser Literatur keine Aussage gemacht werden konnte, wurden als „Differenziert“ gekennzeichnet. Besonders häufig auftretende Arten wie das Einjährige Rispengras (*Poa annua*), die in keinen eindeutigen Lebensraum einzuordnen sind, wurden in zwei verschiedenen Gruppen mitgezählt.

Die folgenden Abbildungen geben eine Übersicht darüber, aus welchen Pflanzengemeinschaften sich die Begleitvegetation der einzelnen Neophyten im Nationalparkgebiet zusammensetzt.

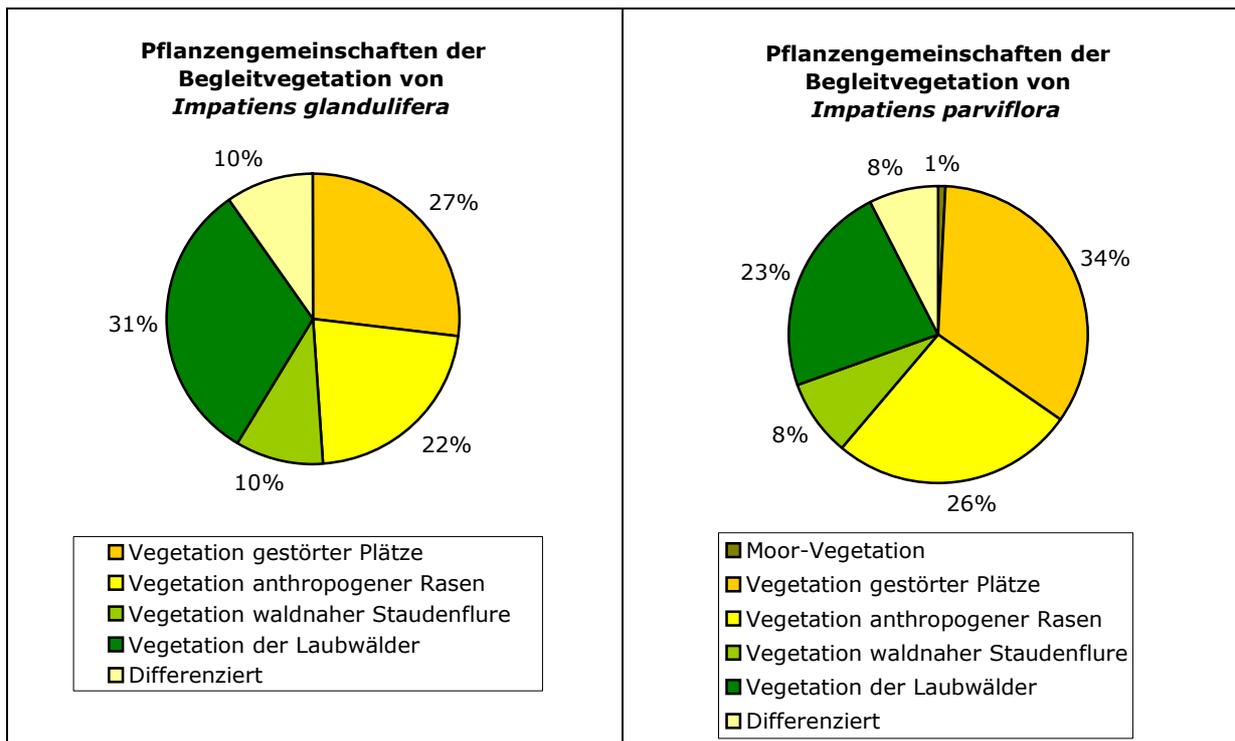


Abb. 48: Pflanzengemeinschaften der Begleitvegetation von *Impatiens glandulifera* und *Impatiens parviflora*

Bei *Impatiens glandulifera* kann rund ein Drittel der Begleitarten der Laubwaldvegetation zugeordnet werden. Jeweils ein Viertel der Arten verteilt sich auf die Gemeinschaft der anthropogenen Rasen und die der gestörten Plätze.

Die Begleitvegetation von *Impatiens parviflora* besteht zum größten Teil aus Vegetation gestörter Plätze. Da der Neophyt an den Untersuchungsstrecken bevorzugt dicht am Wegrand oder auf Schotterflächen wächst, gibt dies die reale Situation entlang der Untersuchungsstrecke wieder.

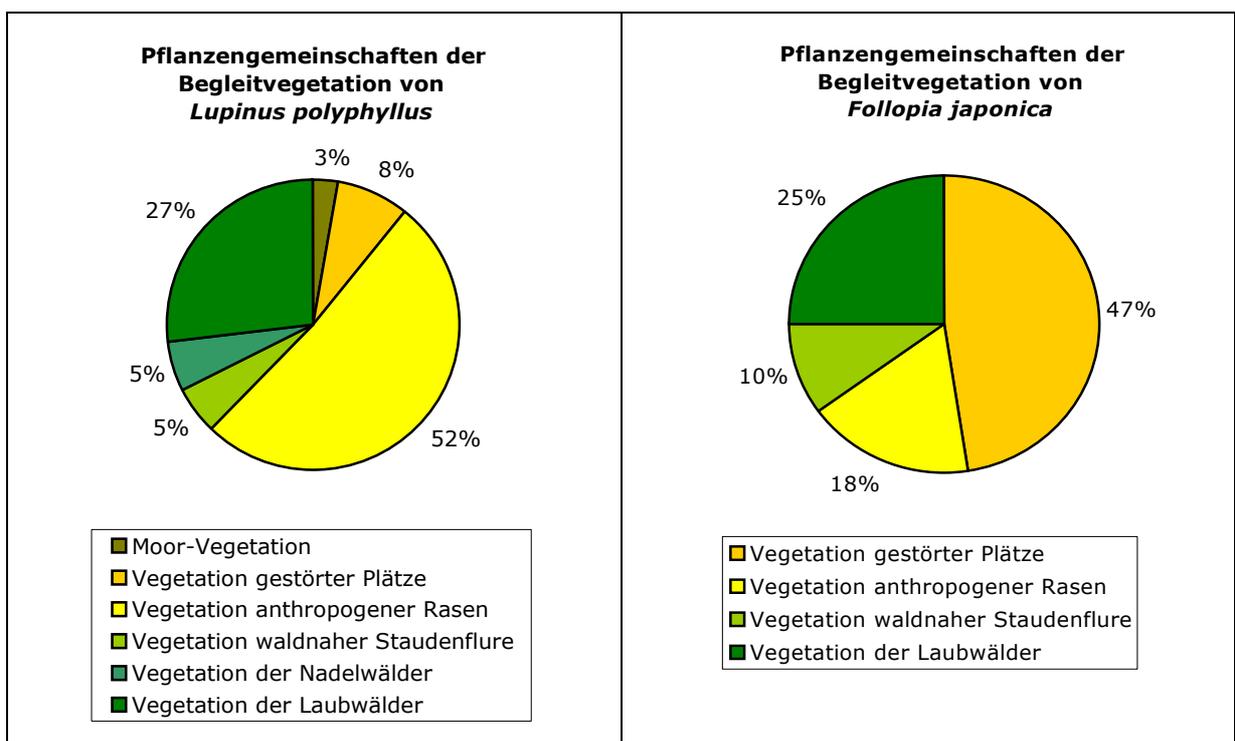


Abb. 49: Pflanzengemeinschaften der Begleitvegetation von *Lupinus polyphyllus* und *Fallopia japonica*

Lupinus polyphyllus kommt an den Untersuchungsflächen auf Borstgrasrasen vor, was der Vegetation anthropogener Rasen zuzuordnen ist. Rund die Hälfte der Begeleitvegetation findet sich in dieser Gruppe. Ganz im Gegenteil zu *Fallopia japonica* deren Begeleitvegetation schwerpunktmäßig auf gestörten Plätzen zu finden ist. Im Nationalpark tritt der Japanische Staudenknöterich nur im Bereich der ehemaligen Siedlung am Weißenbach auf.

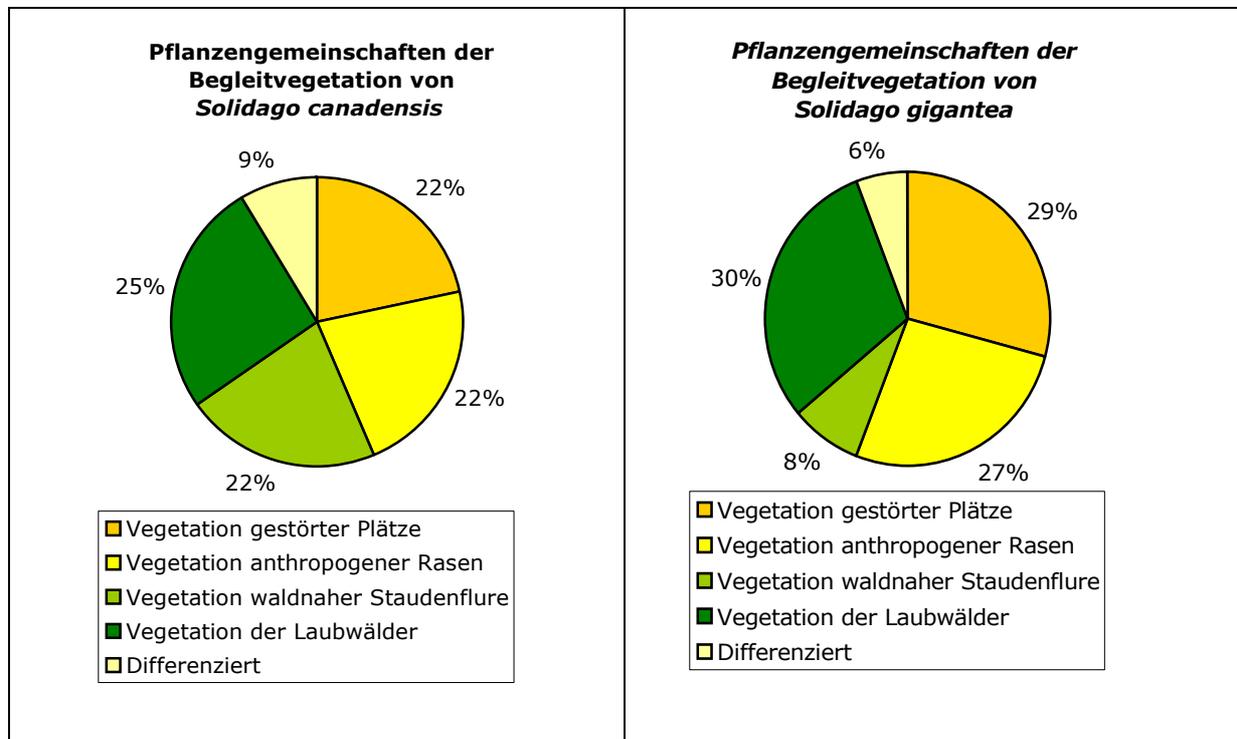


Abb. 50: Pflanzengemeinschaften der Begleitvegetation von *Solidago canadensis* und *Solidago gigantea*

Solidago canadensis und *Solidago gigantea* weisen eine eher unspezifische Begleitvegetation auf. Da hier das Verhalten der Begleitarten sehr stark variiert, lassen sich hier kaum Rückschlüsse auf den Lebensraumtyp machen. Bei beiden Arten sind die Vegetation anthropogener Rasen und die der gestörten Plätze sehr stark vertreten. Etwas ungewöhnlich ist die große Dominanz von Laubwaldarten die in beiden Fälle die Mehrheit der Begleitvegetation ausmachen.

Um die Verteilung der Neophyten-Begleitvegetationen in die Pflanzengemeinschaften nach ELLENBERG besser vergleichen zu können, zeigt die folgende Abbildung eine Übersicht aller untersuchten Arten.

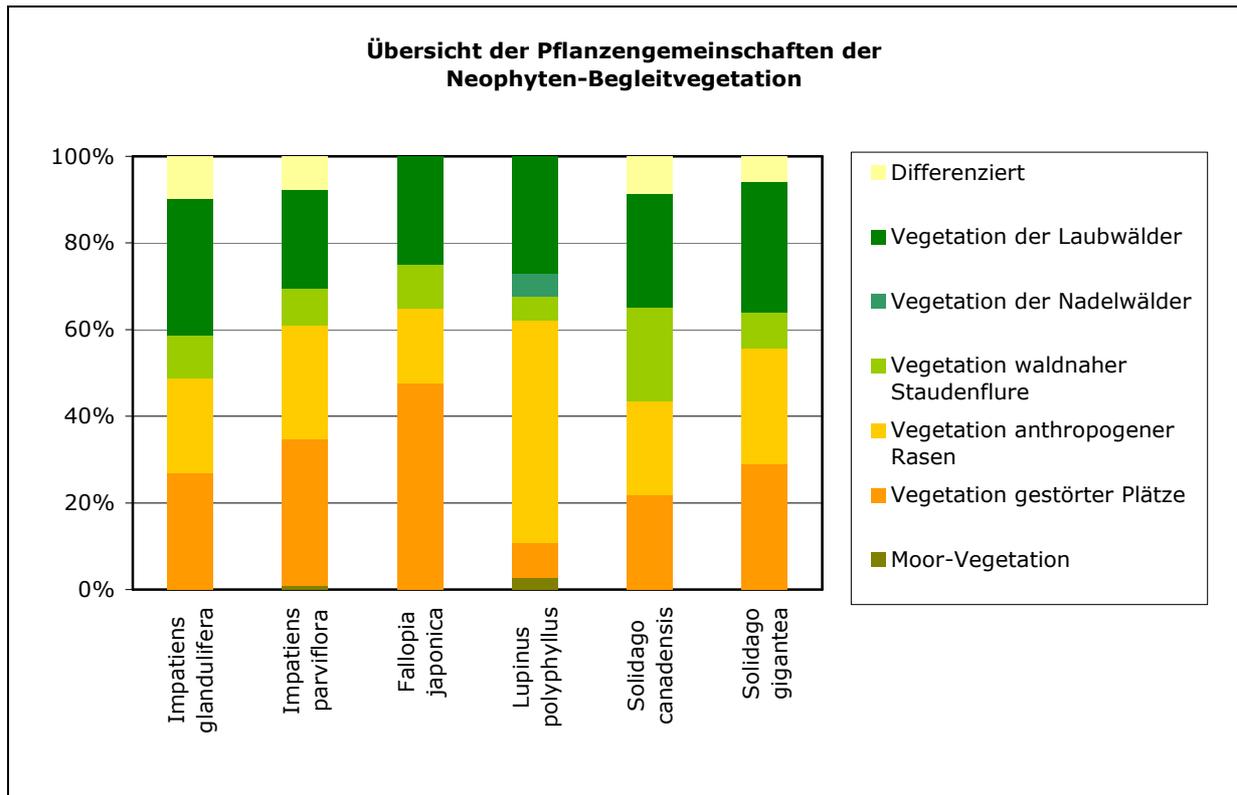


Abb. 51: Übersicht der Pflanzengemeinschaften der Neophyten-Begleitvegetation

5. Diskussion

5.1 Methodik der Erfassung

Die bei der Erhebung des Neophytenvorkommens angewandte Punkt-Linien-Erfassung hat sich als aussagekräftige Methode erwiesen. Sie ist leicht durchführbar und birgt geringes Fehlerpotential. Die Gruppe der invasiven und potenziell invasiven Arten besitzen zum Großteil ein sehr auffälliges Erscheinungsbild wodurch Fehlbestimmungen nahezu ausgeschlossen werden konnten.

Wie bereits erwähnt kann durch die Methodik der Erfassung nicht der Anspruch der Vollständigkeit erhoben werden. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass sich in anderen Gebieten des Nationalparks weitere Vorkommen von Neophyten befinden. Dabei kann es sich jedoch wenn überhaupt nur um Bestände geringen Deckungsgrades handeln, da größere Vorkommen von den Nationalparkbetreuern aufgezeigt worden wären.

Im Nationalpark befindet sich eine größere Waldfläche die 2003 einem Waldbrand zum Opfer fiel. Bei weiteren Untersuchungen zum Thema Neophytenvorkommen sollte diese Fläche unbedingt mit einbezogen werden. Sukzessionsstandorte eignen sich bevorzugt als Ausbreitungsorte für nicht heimische Pflanzen.

5.2 Ergebnisdiskussion

Auf der Fläche des Nationalparks oberösterreichische Kalkalpen konnten sich bereits mehrere nicht heimische Pflanzenarten etablieren. Die Erstbesiedlung des Nationalparkgebiets durch Neophyten erfolgte durch anthropogene und vereinzelt auch natürliche Einflüsse. Wobei die Grenzen hier oft fließend verlaufen. Bei einigen Neophyten ist die Art der Ersteinführung jedoch bekannt.

Fallopia japonica wurde mit hoher Wahrscheinlichkeit durch die Bewohner der ehemaligen Siedlung am Weißenbach eingeschleppt und angebaut. Ausgehend von dieser Fläche konnte sich der Bestand bachabwärts ausbreiten und reicht heute bis Reichraming. Die ebenfalls auf der Siedlungsfläche vorkommenden Arten *Solidago gigantea*, *Aster novi-belgii* und *Rudbeckia laciniata* könnten aus den damaligen Gärten verwildert sein. Als nahezu sicher angenommen werden kann, dass *Fallopia sachalinensis* in Folge der Besiedlung des Wallergrabens dort angepflanzt wurde. Mit hoher Wahrscheinlichkeit wurde *Lupinus polyphyllus* zur Böschungsbegrünung und zur Sicherung der Bergehalden nahe der Bergwerksmiene am Prefingkogel eingebracht.

Bei den anderen Neophyten sind die Art und der Zeitpunkt der Erstbesiedelung kaum rekonstruierbar. Hier ergeben sich mehrere Ausbreitungsmöglichkeiten:

- Die Ausbreitung von Neophyten durch Erdbauarbeiten und Erdtransport in das Gebiet des heutigen Nationalparks. Dies erfolgte beispielsweise beim Bau der Waldbahn am Großen Bach, aber auch bei allen kleinen Wegebaumaßnahmen auf der Fläche.
- Durch das Anhaften an Profile von Auto- oder Radreifen können beträchtliche Mengen an Samen verbreitet werden (LIPPE VON DER & KOWARIK 2007). Auch an den Sohlen von Schuhen könnten Samen eingetragen worden sein. Besonders bei stark frequentierten Untersuchungsstrecken wie der am Großen Bach scheint diese Variante als sehr wahrscheinlich.
- Ebenfalls als Transportmittel können hier Vögel und andere Wildtiere fungieren, die den Samen über beträchtliche Distanzen verbreiten können. Auch die domestizierten Weidetiere oder Reittiere könnten in diesem Bereich eine wichtige Rolle spielen.

- Eine weitere Ursache der Ausbreitung könnte in der winterlichen Wildtierfütterung liegen. Samen werden hier möglicherweise mit dem Heu eingebracht.

Im Nationalpark treten neun aus Naturschutzgründen problematische Neophytenarten auf. Sieben dieser Arten wurden als invasiv und zwei als potenziell invasiv eingestuft. Diese Arten können bei massenhaftem Vorkommen negative Auswirkungen auf andere Arten, Lebensgemeinschaften und/oder Biotope haben.

Ob etwas gegen die Einwanderer unternommen werden sollte und wenn ja was, hängt stark von deren Verbreitung im Nationalparkgebiet und den biologischen Eigenschaften der neophytischen Arten ab.

Es gibt grundsätzlich zwei Varianten wie mit den neu zugewanderten Arten im Nationalpark umgegangen werden kann.

5.2.1 Natürliche Selbstregulation

Unabhängig davon auf welchem Weg die Neophyten ins Nationalparkgebiet gelangt sind konnten sie sich dort seither ohne menschliche Pflege etablieren und in manchen Fällen auch ausbreiten.

Die Variante der natürlichen Selbstregulation besagt, dass man der Natur zutraut aus eigener Kraft auf Einflüsse, die von Außen auf das System einwirken, reagieren zu können. Die Einwanderung nicht heimischer Pflanzen kann als dynamischer, natürlicher Prozess gesehen und somit akzeptiert werden ohne Gegenmaßnahmen zu ergreifen.

Ein natürliches Gleichgewicht kann sich beispielsweise dadurch wieder einstellen, dass die von Neophyten besiedelten Plätze nach und nach von der ursprünglichen Flora zurückgewonnen werden. An Orten wo das nicht geschieht, kann sich die Natur möglicherweise mit den neuen Arten arrangieren und sie zumindest teilweise in Nahrungsketten eingliedern. In solchen Fällen können Neophyten als botanische Bereicherung angesehen werden. (KOWARIK 2003)

Der Nationalpark verfolgt das Konzept „Wildnis“ was bedeutet, dass sich die Natur unter so wenig anthropogenem Einfluss wie möglich entwickeln und erhalten soll. An dieser Stelle wäre zu diskutieren ob das Konzept eine gewisse Eigendynamik in Richtung ungehinderte Einwanderung neuer Arten zulässt oder vielleicht sogar fordert. Sollte dies der Fall sein, sind Neophyten egal ob invasiv oder nicht als natürlicher Bestandteil der Nationalpark-Fauna anzusehen und somit zu akzeptieren.

5.2.2 Zielgerichtete Bekämpfung und Regulation

Naturbelassene Lebensräume sind selten auf eine Regulation von außen angewiesen um ihr natürliches Gleichgewicht zu erhalten (HARTMANN et al. 1994). Der Nationalpark besitzt sehr viele natürliche beziehungsweise naturnahe Lebensräume. Demgegenüber stehen aber auch vereinzelt anthropogene Störzonen wie Wege, Holzlagerplätze, flächige Aufforstungen und Rastplätze für Touristen. In diesen künstlich geschaffenen Bereichen entsteht ein hohes Ansiedlungs- und Ausbreitungspotential für nicht heimische Arten die in einem natürlichen Bestand nicht Fuß fassen könnten (HARTMANN et al. 1994).

Daraus ergibt sich die Variante der zielgerichteten Bekämpfung. Anthropogene Einflüsse schaffen im Nationalpark geeignete Aufwuchsbedingungen für Neophyten. Durch erneutes Eingreifen könnte die schützenswerte Flora und Fauna in diesem Gebiet vor negativen Auswirkungen bewahrt werden. Argumente die für die Regulation der neu zugewanderten Arten sprechen:

- Der Nationalpark birgt ein großes Vorkommen an geschützten und schützenswerten Tier- und Pflanzenarten die durch die unkontrollierte Vermehrung neophytischer Arten stark in ihrer Artverbreitung beeinflusst werden könnten.

- Generell besteht, bei der Neubesiedelung einer Fläche durch Neophyten, die Möglichkeit der Einflussnahme oft nur zu Beginn der Ausbreitungswelle. Ist eine Art erst vollständig etabliert und in einem Gebiet weit verbreitet besteht kaum mehr die Möglichkeit mit gerechtfertigtem Aufwand dagegen vorzugehen (KOWARIK 2003).
- Einige Neophytenarten kommen im Nationalparkgebiet nur an wenigen, lokal stark begrenzten Standorten vor. Eine Bekämpfung könnte dadurch einfach, zielgerichtet und vor allem erfolgversprechend durchgeführt werden.

Ob eine Bekämpfung mit zumutbarem Aufwand möglich ist und wie diese aussehen könnte ist stark von der Biologie des Neophyten abhängig. Eine ebenfalls entscheidende Rolle spielt die Größe des Areals in dem sich die nicht heimische Pflanzenart bereits etabliert hat. In jedem Fall können hier nur Einzelfallentscheidungen getroffen werden die auf eine bestimmte neophytische Art abzustimmen sind. (KOWARIK 2003)

Im Folgenden werden alle neun im Nationalpark auftretenden, problematischen Neophytenarten einzeln auf die Durchführbarkeit von Bekämpfungsmaßnahmen beleuchtet und konkrete Hilfen zur Regulierung und Bekämpfung gegeben.

***Aster novi-belgii* (L.) Neubelgische Aster**

Bei der Begehung der vier Untersuchungsstrecken wurde ausschließlich am Weißenbach ein Exemplar der neubelgischen Aster aufgezeichnet. Der Wuchsort liegt auf der Fläche der ehemaligen Siedlung am Wieseneck zur Linken der noch erhaltenen Kapelle. Es ist nicht davon auszugehen, dass sich momentan durch die einzelne eher unscheinbare Pflanze Beeinträchtigungen der Begleitvegetation ergeben. Dennoch wird, ganz im Sinne der Vorsorge, eine Bekämpfung empfohlen. Sollte die Pflanze noch aus den ehemaligen Gärten der Siedlung stammen, stellt sich einerseits die Frage warum eine Ausbreitung noch nicht stattgefunden hat. Andererseits kann hier im Bezug auf den „time-lag“ auch keine klare Aussage getroffen werden wie lange es dauert bis sich eine angesiedelte Pflanze erstmals verbreitet. Durch beispielsweise Nutzungsänderungen auf der Fläche könnte es jedoch zur Ausbreitung kommen. Als Gegenmaßnahme wird das Ausreißen der Pflanze mit möglichst großem Wurzelballen empfohlen. Eventuell ist die Maßnahme im Folgejahr zu wiederholen. Dabei ist darauf zu achten, dass das Grüngut von der Fläche entfernt wird.

***Fallopia japonica* (HOUTT.) Japanischer Staudenknöterich**

Der Japanische Staudenknöterich wurde im Nationalparkgebiet nur am Weißenbach vorgefunden. Der Bestand ist auf die Fläche der alten Siedlung und auf einige Abschnitte bachabwärts begrenzt. Trotz der hohen potenziellen Gefährdung für die Vielfalt des Lebensraumes die von *Fallopia*-Beständen ausgeht, wird von einer Bekämpfung in diesem Fall abgeraten. Die Art kommt auf der Fläche mit sehr hohem Deckungsgrad vor und hat sich schon vor Jahrzehnten etabliert. Nach einmaligem Mähen kann die Art aus den Rhizomen erneut austreiben. Nur durch ein mehrmals jähriges Mähen über einen Zeitraum von einigen Jahren kann den Bestand zurückgedrängt werden. Der entstandene Grünschnitt müsste gewissenhaft von der Fläche entfernt und außerhalb des Nationalparks kompostiert oder verbrannt werden. (KRETZ 1995, WALSER 1995)

Die dadurch entstehenden Kosten befinden sich in keinem tragbaren Verhältnis zum Nutzen der Aktion. Erschwerend kommt noch dazu, dass sich die Fläche am Weißenbach an der Grenze zum Nationalpark befindet. Ohne das Einverständnis des Grundstücksbesitzers können hier keine weiteren Schritte unternommen werden.

Außerhalb der Nationalparkgrenze haben sich ausgehend vom „Mutterbestand“ am Weißenbach unzählige Bestände am Bachrand gebildet. Jedoch hat eine Ausbreitung bachaufwärts also tiefer in den Nationalpark hinein noch nicht stattgefunden und ist auch nicht zu erwarten. Deswegen ist davon auszugehen, dass sich die Auswirkungen des Bestandes auf den Lebensraum im National-

park über den Momentanstand hinaus nicht weiter verschlechtern werden. Hier wird jedoch eine weitere Beobachtung empfohlen.

***Fallopia sachalinensis* (F.SCHMIDT) Sachalin-Staudenknöterich**

Wie der Japanische Staudenknöterich besitzt auch der Sachalin-Staudenknöterich in großen Dominanzbeständen beträchtliche negative Auswirkungen auf den betroffenen Lebensraum. Auch *Fallopia sachalinensis* kommt im Nationalpark nur an einem Standort vor. Dabei handelt es sich jedoch um eine in ihrer Ausbreitung viel geringere Fläche. Durch die lokale Begrenzung des Bestandes wäre eine Bekämpfung vorstellbar. Sie ist jedoch genauso aufwändig durchzuführen wie bei *Fallopia japonica* und würde erhebliche Kosten verursachen. Demgegenüber steht die Tatsache, dass sich die Art von ihrem ursprünglichen Standort bisher nicht verbreitet hat und dies auch nicht unbedingt zu erwarten ist. Eine Bekämpfung wäre eventuell sinnvoll, wenn es auch an der Steyr noch keine Vorkommen dieser Art gäbe. Damit könnte verhindert werden, dass bei Hochwasser Pflanzenteile in bisher unbesiedelte Gebiete verfrachtet werden. Auf jeden Fall wird empfohlen die Verbreitung der Art weiterhin genau zu verfolgen um spätestens bei einer Verschlechterung des Zustandes einzugreifen.

***Impatiens glandulifera* (RAYLE) Drüsiges Springkraut**

Das Drüsiges Springkraut wurde auf der Fläche des Nationalparks nur an zwei Standorten angetroffen. Zum einen an der Untersuchungsstrecke am Großen Bach oberhalb der Klausenhütte und zum anderen an der Einzelaufnahmefläche am Rabenbach nahe dem Großen Bach. Beide Bestandsflächen sind nur wenige m² groß und liegen gut zugänglich neben dem Weg. Eine weitere Ausbreitung der Art ist hier durch die Nähe zum Wasser und die üppige Samenproduktion des Bestandes sehr wahrscheinlich. Dies könnte den natürlichen Lebensraum direkt am Bach und in den angrenzenden lichten Uferwäldern stark negativ beeinflussen. Es wird daher vorgeschlagen, eine sofortige Bekämpfung der *Impatiens glandulifera* Bestände im Nationalpark vorzunehmen. Hat sich die Art erst ausgebreitet hat man hier kaum noch Aussichten auf eine erfolgreiche Eindämmung. Die Bekämpfung von *Impatiens glandulifera* gestaltet sich im Vergleich zu geophytischen Arten um ein Vielfaches einfacher. In Einzelfällen kann ein einmaliger Schnitt zum richtigen Zeitpunkt genügen. Wichtig ist es nur eine Neubildung von Samen gänzlich zu verhindern. (SCHULDES 1995)

Für weitere Einzelheiten zur Bekämpfung wird auf das Kapitel 4.2.4. verwiesen. Der Kosten- und Zeitaufwand für die Bekämpfung dürften sich im vertretbaren Rahmen halten. Ebenso wie die Auswirkungen der Maßnahme auf die angrenzenden indigenen Pflanzenarten. Durch manuelles Mähen mit beispielsweise einer Sichel oder Sense ist hier kaum mit einer Beeinflussung der Begleitvegetation zu rechnen.

***Impatiens parviflora* (DC.) Kleinblütiges Springkraut**

Das Kleinblütige Springkraut ist von allen neun problematischen Neophyten im Nationalpark am stärksten verbreitet. Dies birgt womöglich auch das größte Beeinflussungspotential auf die dortigen Lebensräume. Jedoch tritt *Impatiens parviflora* hier kaum in Dominanzbeständen auf. Die einzelnen Pflanzen sind mehr oder weniger gleichmäßig auf die Flächen der Untersuchungsabschnitte verteilt und der heimischen Flora beigemischt. Es hat nicht den Anschein als würden hier durch Verdrängungsprozesse andere Arten in ihrer Ausdehnung gehindert werden. Abgesehen davon ist aufgrund des großen Verbreitungsgebietes von *Impatiens parviflora* eine gezielte Bekämpfung nicht durchführbar und wird an dieser Stelle auch nicht empfohlen. Auch würde der Erfolg den Aufwand kaum rechtfertigen. Eine weitere Beobachtung des Artverbreitungsgebietes auch über den Wegrand hinaus ist hier jedoch ratsam.

***Lupinus polyphyllus* (LDL.) Vielblättrige Lupine**

Nahe dem ehemaligen Bergwerk am Prefingkogel befinden sich zwei Standorte auf denen *Lupinus polyphyllus* auftritt. Sie besitzen eine Ausdehnung von rund 14 m² und 6 m². Sehr wahrscheinlich ist, dass hier die Art in der Vergangenheit ausgesät wurde. Durch die lokale Begrenzung des Bestandes wird die Begleitvegetation augenscheinlich nur gering beeinträchtigt. Die Pflanze besitzt jedoch gerade auf mageren Standorten eine hohe Konkurrenzkraft. Zusätzlich problematisch wirkt hier die Eigenschaft der Standortdüngung durch die Stickstoffbindung an den Wurzeln. Eine Bekämpfung wird durch die Bildung von Rhizomen erschwert und ist nur mit großem Zeitaufwand durchzuführen. Dennoch ist es aufgrund der geringen Ausdehnung der beiden Bestände möglich die Pflanze vor der Blüte manuell zu mähen oder diese mit einem Ampferstecher mitsamt den Wurzeln zu entfernen. Das Schnittgut muss in jedem Fall von der Fläche abtransportiert werden. Beide Tätigkeiten müssen über einen Zeitraum von mehreren Jahren durchgeführt werden. Eine Bekämpfung mit guten Erfolgsaussichten ist durchführbar birgt jedoch einen relativ großen zeitlichen und personellen Aufwand. Da nicht bekannt ist ob sich die Art im Gebiet ausbreitet wird vorerst eine gewissenhafte Beobachtung der Flächen vorgeschlagen. Durch die fortschreitende Gehölzsukzession am Standort kommt es möglicherweise ganz von alleine zum Rückgang und Verschwinden der Lupine. Sollte es zu einer erkennbaren Ausdehnung der Bestandsflächen kommen müsste eine geeignete Bekämpfungsmaßnahme zügig durchgeführt werden. Mehr zum Thema Bekämpfung von *Lupinus polyphyllus* findet sich im Kapitel 4.2.6.

***Rudbeckia laciniata* (L.) Schlitzblättriger Sonnenhut**

Die neophytische Art kommt im Nationalpark nur im Abschnitt neun der Untersuchungsstrecke Weißenbach von. Hierbei handelt es sich um einen dichten Bestand mit einer Ausdehnung von rund 40 m². Der Wuchsort der Art liegt zur Linken des Weges, auf der Fläche der ehemaligen Siedlung. Ein weiterer Standort des Schlitzblättriger Sonnenhuts befindet sich 50 m weiter an einem Holzlagerplatz. Da die Untersuchungsstrecke hier jedoch zum Großen Weißenbach hin abzweigt, wurde dieser Bestand nicht genauer aufgezeichnet. Die Bekämpfung der Art gestaltet sich, durch die Möglichkeit der Nährstoffspeicherung in den Rhizomen, ähnlich aufwändig wie die von *Solidago spp.* oder *Fallopia spp.*. Bei der im Nationalpark vorkommenden Variante von *Rudbeckia laciniata* mit den gefüllten Blüten, ist nur mit vegetativer Ausbreitung der Art durch Rhizomwachstum zu rechnen. Da hier keinerlei Fernausbreitung durch Samenflug stattfinden kann, wird von einer Bekämpfung aufgrund des ungleichen Aufwand-Nutzen-Verhältnisses abgeraten. Dennoch sollte die Ausdehnung des Bestandes weiterhin genau beobachtet werden, um bei einer drastischen Ausbreitung der neophytischen Art rechtzeitig eingreifen zu können. Für weitere Einzelheiten zur Bekämpfung wird auf das Kapitel 4.2.7 verwiesen.

***Solidago canadensis* (L.) Kanadische Goldrute und *Solidago gigantea* (AIT.) Riesen-Goldrute**

Das Vorkommen der beiden neophytischen *Solidago* Arten wurde auf insgesamt 10 Standorten im Nationalpark erfasst. Dabei handelt es sich bis auf eine Ausnahme, um Bestände mit nur einem einzigen Spross oder nur wenigen oberirdischen Sprossen. Nur auf einer Fläche am Weißenbach hat sich bisher ein größerer Dominanzbestand entwickelt. Hier wurde die Begleitvegetation fast gänzlich verdrängt und musste einem Reinbestand von *Solidago gigantea* weichen. Von den weiteren neun Beständen geht zurzeit kaum eine negative Beeinflussung aus. Jedoch könnte sich dies durch ihre Ausbreitung drastisch verändern.

Gegen den Dominanzbestand am Weißenbach ist mit begrenztem finanziellen und zeitlichen Aufwand kaum vorzugehen. Dies wird aufgrund der Lage am äußersten Rand des Nationalparks auch nicht als dringend nötig erachtet. Er sollte jedoch weiterhin unter Beobachtung stehen. Die restlichen neun Bestände sollten aufgrund guter Erfolgsaussichten und relativ geringem zu

erwartenden Aufwand bekämpft werden. Dafür wird ein manuelles Ausreißen der einzelnen Sprosse bei feuchter Witterung und kurz vor der Blüte mit möglichst großem Wurzelballen empfohlen. Die Maßnahmen müssen über einige Jahre fortgesetzt und das Pflanzenmaterial von der Fläche entfernt werden. (HARTMANN et al. 1994). Mehr zum Thema Bekämpfung von *Solidago spp.* findet sich im Kapitel 4.2.8.

Die empfohlenen Vorgehensweisen sind Einzelfallentscheidungen und nicht auf andere Regionen und Problemsituationen außerhalb des Nationalparks übertragbar. Die Tabelle 12 zeigt einen Überblick der empfohlenen Vorgehensschritte für die einzelnen neophytischen Arten.

Tabelle 12: Empfohlenes Vorgehen beim Umgang mit neophytischen Pflanzenarten auf der Fläche des Nationalparks Kalkalpen

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Tolerieren und Beobachten	Bekämpfen und Beobachten
<i>Aster novi-belgii</i>	Neubelgische Aster		X
<i>Fallopia japonica</i>	Japanischer Staudenknöterich	X	
<i>Fallopia sachalinensis</i>	Sachalin-Staudenknöterich	X	
<i>Impatiens glandulifera</i>	Drüsiges Springkraut		X
<i>Impatiens parviflora</i>	Kleinblütiges Springkraut	X	
<i>Lupinus polyphyllus</i>	Vielblättrige Lupine	X	
<i>Rudbeckia laciniata</i>	Schlitzblättriger Sonnenhut	X	
<i>Solidago canadensis</i>	Kanadische Goldrute		X
<i>Solidago gigantea</i>	Riesen-Goldrute	(X)	X

(X) betrifft nur einen großer Dominanzbestand am Weißenbach

Unabhängig davon ob eine Bekämpfung durchgeführt wird, sollte eine etwaige Ausbreitung der angeführten Arten in Zukunft gewissenhaft verfolgt werden. Dies gilt natürlich auch für jene invasive und potenziell invasive Neophyten die sich zum momentanen Zeitpunkt noch nicht im Nationalparkgebiet etablieren konnten.

Es wäre äußerst aufschlussreich die durchgeführte Begehung in wenigen Jahren zu wiederholen, um klare Aussagen über den Verlauf der Ausbreitung und/oder den Erfolg der durchgeführten Bekämpfungsmaßnahmen zu erhalten. Die für diesen Zweck aufgezeichneten GPS-Koordinaten jedes Abschnittes und die fotografische Dokumentation der Begehung machen dies möglich. Zusätzlich sollte besonderes Augenmerk auf jenen Regionen des Nationalparks liegen die eine Nutzungsänderung erfahren oder erfahren haben. Dazu zählen beispielsweise aufgelassene Forststraßen und brachliegende Weideflächen.

Ein beispielsweise alle drei Jahre durchgeführtes Monitoring des neophytischen Pflanzenbestandes im Nationalpark, könnte ein wichtiger Schritt in Richtung Vorsorge und Früherkennung von problematischen Veränderungen sein. Denn nur einer frühzeitig erkannten Ausbreitung von problematischen Neophyten kann man erfolgreich gegensteuern.

Für weitere, umfassende Informationen zu diesem Thema empfiehlt sich das Internet-Handbuch zum Erkennen und Bekämpfen invasiver Pflanzenarten in Auftrag gegeben vom deutschen Bundesamt für Naturschutz (www.neophyten.de).

6. Zusammenfassung

Die Besiedelung neuer Lebensräume ist für Pflanzen wie auch für Tiere ein natürlicher und ausgesprochen wichtiger Vorgang. Ohne biologische Invasionen gäbe es in Mitteleuropa seit der letzten Eiszeit nur wenige Arten an höheren Lebewesen.

Von Menschen ausgelöste Invasionen übertreffen jedoch natürliche Prozesse um ein Vielfaches in Ausmaß, Reichweite, Geschwindigkeit und vor allem in ihren Auswirkungen. Seit Jahrhunderten werden Pflanzen beabsichtigt als Zier- oder Nutzpflanze oder unbeabsichtigt als „blinde Passagiere“ nach Europa gebracht. Einige dieser Arten konnten sich mit der Zeit selbstständig auswildern und in der heimischen Flora etablieren.

Biologische Invasionen verändern die genetische Struktur von Populationen ebenso wie Verbreitungsmuster von Arten im lokalen bis hin zum globalen Maßstab. Dadurch erfolgen ökologisch hoch relevante Veränderungen, die natürlicherweise nie oder nur in sehr langen Zeiträumen geschehen würden. Weltweit wird die Einwanderung fremder Arten als eine der größten Bedrohungen für die biologische Vielfalt auf unserem Planeten angesehen.

Je nachdem welche Lebensräume und Organismen von der Einwanderung neuer Pflanzenarten betroffen sind, ergeben sich mehr oder weniger große Konfliktpotenziale. Dies hängt vor allem von der subjektiv festgelegten Schützwürdigkeit der betroffenen Lebensräume ab. Die Einwanderung von Neophyten in die Flächen aufgelassener Industriebetriebe wird meist mit weniger Skepsis verfolgt als die Besiedelung von Magerrasen oder sehr naturnahen Lebensräumen. Als sehr problematisch wird dabei die Verdrängung von seltenen oder geschützten indigenen Arten durch Neubürger erachtet.

Abgesehen von ökologischen Beeinflussungen kann durch die Einwanderung von Neophyten auch eine Vielzahl an wirtschaftlichen Problemen auftreten. Ein erhöhter Instandhaltungsaufwand bei Aufforstungsflächen, entlang von Bahndämmen und an Wasserstraßen kann beträchtliche privat- und volkswirtschaftliche Kosten verursachen.

Die Entscheidung, ob Neophyten bekämpft oder toleriert werden sollen, kann jedoch nicht pauschal getroffen werden. Es sollte sich dabei immer um Einzelfallentscheidungen handeln. Diese setzen ein fundiertes Wissen über den Neophyten sowie über den betroffenen Lebensraum voraus.

Um ein klares Bild darüber zu gewinnen ob und wenn ja, welche Neophyten im Nationalpark oberösterreichische Kalkalpen bereits vorkommen, wurden ausgewählte Flächen genauer untersucht. Dabei wurde jedoch nicht das Vorkommen aller Neophyten aufgezeichnet, sondern nur das jener Arten, die nachweislich einen großen Einfluss auf die einheimische, österreichische Flora und Fauna ausüben. Laut einer 2002 veröffentlichten Studie des Umweltbundesamtes zum Thema Neobiota wurden in Österreich 35 Neophyten als invasiv oder potenziell invasiv eingestuft. Diese Arten bilden die Grundlage für die Pflanzenerhebung im Nationalpark Kalkalpen.

Als Aufnahmeflächen wurden Wegböschungen als Störzonen und Zentren anthropogener Tätigkeit ausgewählt. Von diesen sehr naturfremden Lebensräumen erfolgt oft der erste Schritt in Richtung Einwanderung in natürliche oder naturnahe Bereiche. Auf vier Untersuchungsstrecken und zwei Einzelaufnahmeflächen konnte das Vorkommen von insgesamt neun invasiven und potenziell invasiven Neophyten erhoben werden.

Diese Arten sind: *Aster novi-belgii*, *Fallopia japonica*, *Fallopia sachalinensis*, *Impatiens glandulifera*, *Impatiens parviflora*, *Lupinus polyphyllus*, *Rudbeckia laciniata*, *Solidago canadensis* und *Solidago gigantea*. Die Verbreitung der einzelnen Arten im Nationalpark ist jedoch sehr unterschiedlich. *Impatiens parviflora* wurde beispielsweise an der Untersuchungsstrecke am Großen Bach in fast 80% der 93 Abschnitte gefunden. Andere Neophyten wie *Aster novi-belgii* treten hingegen nur an einem einzigen Standort im Nationalpark auf. Auch die Beeinträchtigungen der heimischen Flora und Fauna durch die Verbreitung der Neophyten differenziert stark. *Impatiens parviflora* tritt zwar

am häufigsten auf, beeinflusst durch zarten, lichten Wuchs augenscheinlich jedoch kaum die Begleitvegetation. Der Japanische Staudenknöterich (*Fallopia japonica*) tritt nur an wenigen Standorten im Nationalpark auf. Dort bildet er jedoch dichte, ausgedehnte Dominanzbestände, so dass sich indigene Arten - wenn überhaupt - nur mehr in den Randbereichen der Bestände halten können.

Es gibt grundsätzlich zwei Varianten, wie mit den neu zugewanderten Pflanzenarten im Nationalpark umgegangen werden kann. Auf der einen Seite steht die Toleranz dem Fremden gegenüber und die Akzeptanz aller daraus resultierenden ökosystemaren und evolutionären Veränderungen in der heimischen Flora und Fauna. Die andere Seite beinhaltet die gezielte Bekämpfung oder Regulation der problematischen Neophyten. Die Bekämpfung ist am ehesten sinnvoll und nachhaltig erfolgsversprechend, wenn sie räumlich und zeitlich begrenzt und auf einzelne Populationen bezogen ist. Sie wird beispielsweise durchgeführt, um Populationsbegründung bereits im Anfangsstadium zu verhindern.

Diese Arbeit empfiehlt für den Umgang mit problematischen Neophytenarten im Nationalpark einen Konsens aus beiden Varianten. Es handelt sich dabei um eine Mischung aus Toleranz, Beobachtung und gezielter Bekämpfung. Die Managementvorschläge wurden dabei auf die Biologie und das Gefährdungspotential der nicht heimischen Pflanzen genauso abgestimmt wie auf deren Verbreitungsareal im Nationalpark.

Auch im Fall des Nationalparks ist eine Bekämpfung nur eine Behandlung der Symptome anthropogener Umweltveränderungen. Ohne Nutzungsänderungen auf der Fläche oder Störzonen, die durch Wegebau und Lagerplätze entstanden sind, hätten die neu zugewanderten Arten wohl kaum eine Nische zur Besiedelung gefunden.

Allgemein wird das Ausbreitungsvermögen problematischer Neophyten tendenziell überschätzt, der anthropogene Anteil ihres Erfolges dagegen eher unterschätzt. Genaue Kenntnisse über die hierbei zugrunde liegenden Mechanismen sind jedoch wichtig um effiziente Gegensteuerungsmaßnahmen entwickeln zu können.

Weltweit wird sich das Klima und damit auch der Wasserhaushalt in den nächsten Jahrzehnten dramatisch verändern. Die Kontinuität vieler Landnutzungen ist in Frage gestellt. Der globale Austausch von Waren wird weiterhin steigen, sodass sich immer wieder neue Einführungs- und Ausbreitungsmöglichkeiten für nicht einheimische Arten eröffnen werden.

Die wohl wichtigste Rolle im Umgang mit Neophyten wird dadurch in Zukunft der Vorsorge zugeschrieben. Dies bedeutet mehr Risikoüberprüfungen und erhöhte Vorsicht bei Neueinführungen oder Freisetzungen. Auch im regionalen Maßstab kann durch Öffentlichkeitsarbeit und Aufklärung, zum Beispiel von Gartenbesitzern oder Landwirten, wichtige Prävention auf diesem Gebiet betrieben werden.

Die Einwanderung von neophytischen Arten nach Mitteleuropa und auch in das Gebiet des Nationalparks kann sehr problematische Auswirkungen haben. Dennoch ist ein beträchtlicher Anteil der Fälle als Ausdruck einer Anpassungsleistung der Natur an neue, durch Menschen geschaffene Bedingungen durchaus zu schätzen oder mindestens zu akzeptieren. Es ist wichtig biologische Invasionen im Einzelfall differenziert und vor allem wertfrei wahrzunehmen, zu analysieren und zu bewerten um hier eine angemessene Reaktion auf die Veränderungen zu finden.

7. Danksagung

Meinen Eltern möchte ich von Herzen danken, dass sie mich unaufhörlich darin bestärken und allumfassend unterstützen meinen Interessen und Begabungen nachzugehen.

Meinen Großeltern und meiner Schwester danke ich, dass sie mich stets begleiten und mir hilfreich zur Seite stehen.

Danken möchte ich Prof. Dr. Ullrich Asmus für die fachkundige Betreuung meiner Arbeit und das persönliche Engagement und Interesse bei der Lösung von Problemstellungen.

Der Verwaltung des Nationalparks oberösterreichische Kalkalpen möchte ich für die Möglichkeit der Zusammenarbeit danken. Bei meinem dortigen Ansprechpartner und Zweitbetreuer Dipl.-Ing. Christian Fuxjäger bedanke ich mich herzlich für die fachliche und tatkräftige Unterstützung bei allen Fragen rund um den Nationalpark.

Ebenfalls zu danken habe ich Dr. Mag. Franz Essl für seine leitende Unterstützung, Offenheit jeglichen Fragen gegenüber und Impulsgabe.

8. Verzeichnisse

8.1 Literaturverzeichnis

ARNOLD M. L., HODGES S. A. (1995): Are natural hybrids fit or unfit relative to their parents? *Trends in Ecology & Evolution* 10, 67–71.

ASMUS U. (1979): Der Einfluss von Nutzungsänderung und Ziergärten auf die Florenzusammensetzung stadtnaher Forste in Erlangen; *Ber.Bayer.Bot.Ges.* 52, 117-121.

BAILEY J.P. (1994): Reproductive biology and fertility of *Fallopia japonica* and its hybrids in the British Isles; in: WALL L.C. DE, CHILD L.E., WADE P.M., BROCK J.H. (eds.): *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*; pp 141-171, J. Wiley, Chichester.

BIODIV (2002): Decision VI/23: Alien species that threaten ecosystems, habitats or species.

BÖCKER R., GEBHARDT H., KONOLD W., SCHMIDT-FISCHER S. (1995): Gebietsfremde Pflanzenarten- Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, Kontrollmöglichkeiten und Management; *Landberg- ecomed.*

CASTRI F. DI (1989): History of biological invasions with special emphasis on the Old World; in: DRAKE J.A., MOONEY H.A., CASTRI F. DI, GROVES R.H., KRUGER F.J., REJMANEK M., WILLIAMSON M. (Hrsg.): *Biological invasions*; *Scope* 37, 1-30, Chichester.

CHILD L.E., WAAL L.C. DE, WADE P.M., PALMER J.P. (1992): Control and Management of Reynoutria Species (Knotweed); *Aspects of Applied Biology* 29, 295-307.

COUNCIL OF EUROPE (2003): *European Strategy on invasive alien species*; Final version, 50 pp.

CORNELIUS R., FAENSEN-THIEBES A. (1989): The strategies of *Solidago canadensis* L. in relation to urban habitats; II. Competitive ability, *Oecol. Plant.*, in press.

DIETER M.-C. (1994): Der Einfluss von Neophyten auf die Lebensgemeinschaft wirbelloser Tiere in den Salzachauen; *Untersuchung i.A. der ANL Laufen*, unveröffentlicht, 73 S.

ELLENBERG H., WEBER H.E., DÜLL R., WIRTH V., WERNER W., PAULIßEN D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa; *Scripta Geobotanica* 18, Göttingen 124.

ESSL F., RABITSCH W. (2002): *Neobiota in Österreich*; Umweltbundesamt (Hrsg.), Wien

ESSL F., RABITSCH W. (2004): Österreichischer Aktionsplan zu gebietsfremden Arten (Neobiota); Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.), Wien.

FALINSKI J.B. (1986): Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests- Ecological studies in Bialowieza forest; Geobotany vol.6, Dordrecht, Bosteon, Lancaster, 546 p.

GÖRS S. (1974): Nitrophiele Saumgesellschaften im Gebiet des Taubergießen; in: Das Taubergießengebiet, Natur und Landschaftsschutzgebiet Bad.-Württ; 7, 325-354.

HARTMANN E., SCHULDES H., KÜBLER R., KONOLD W. (1995): Neophyten- Biologie, Verbreitung und Kontrolle ausgewählter Arten; Ecomed, Landsberg.

HEGI G. (1965): Illustrierte Flora Mitteleuropas BD. 5/1, 312-314.

HEINTZE A. (1932): Handbuch der Verbreitungsökologie der Pflanzen; Stockholm, ed. Selbstverlag, Bd. 1-2.

HÜBER F. (1979): Das Drüsige Springkraut; Naturwiss. Z. Niederbayern 27, 66-71.

ISHIZUKA K. (1974): Maritime vegetation- vegetation of costal cliffs and screes; in: NUMATA M., ed.: The flora and Vegetation of Japan; 168-172, Tokyo and New York.

JÄGER E. (1968): Die pflanzengeographische Ozeanitätsgliederung der Holarktis und die Ozeanitätsbindung der Pflanzenareale; Feddes Repertorium , Bd. 79, H. 3-5, 157-335.

JÄGER E.J. (1977): Veränderung des Artenbestandes von Floren unter dem Einfluss des Menschen; Biol. Rundschau 15, 287-300.

KOENIES H., GLAVAC V. (1979): Über die Konkurrenzfähigkeit des Indischen Springkrautes (*Impatiens glandulifera* ROYLE) am Fuldaufer bei Kassel; Philippia 4 (1), 47-59.

KONOLD W., ALBERTERNS B., KRAAS S., BÖCKER R. (1995): Versuch zur Regulierung von Reynoutria-Sippen durch Mahd, Verbiss und Konkurrenz- Erste Ergebnisse; in: BÖCKER R., GEBHARD H., KONOLD W., SCHMIDT-FISCHER S.: Gebietsfremde Pflanzenarten; ecomed, 141-150.

KORNECK D., SUKOPP H. (1988): Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen, und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz; SchrR. Vergetationskde. 19, 1-210.

KOSMALE S. (1981): Die Wechselbeziehung zwischen Gärten, Parkanlagen und der Flora der Umgebung im westlichen Erzgebirgsvorland; Hercynia 18, 441-452.

KOWARIK I. (1991): Ökologische Risiken der Einführung nicht einheimischer Pflanzen und Möglichkeiten ihrer Prognose; in: STUDIER, A. (Hrsg.): Biotechnologie, Mittel gegen den Welthunger? Schriften des deutschen Übersee-Instituts Hamburg 8, 121–131.

KOWARIK I. (1999): Neophytes in Germany- Quantitative Overview, Introduction and Dispersal Pathways, Ecological Consequences and Open Questions; Texte des Umweltbundesamtes Berlin 18/99, 12–36.

KOWARIK I. (2002): Biologische Invasionen in Deutschland, zur Rolle nicht heimischer Pflanzen; in: KOWARIK I., STARFINGER U. (Hrsg.): Biologische Invasionen, Herausforderung zum Handeln? Neobiota 1.

KOWARIK I. (2003): Biologische Invasionen- Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa; Ulmer, Stuttgart.

KOWARIK I., BÖCKER R. (1984): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Einbürgerung des Götterbaumes in Mitteleuropa; Tuexenia 4, 9–29.

KRETZ M. (1995): Praktische Bekämpfungsversuche des Japanknöterichs (*Reynoutria japonica*) in der Ortenau; in: BÖCKER R., GEBHARD H., KONOLD W., SCHMIDT-FISCHER S.: Gebietsfremde Pflanzenarten; ecomed, 151-160.

LHOTSKA M., KOPECKY K. (1966): Zur Verbreitungsbiologie und Phytozoölogie von *Impatiens glandulifera* ROYLE in Flusssystemen der Svitava, Svratka und der oberen Odra; Preslia 38, 376-385.

LIPPE VON DER M., KOWARIK I. (2007): Long-Distance Dispersal of Plants by Vehicles as a Driver of Plant Invasions; Institute of Ecology, Technical University of Berlin.

LOHMEYER W. (1969): Über einige bach- und flussbegleitende nitrophile Stauden und Staudengesellschaften in Westdeutschland und ihre Bedeutung für den Uferschutz; Natur und Landschaft 44 (10), 271-273.

LOHMEYER W. (1971): Über einige Neophyten als Bestandeglieder der bach- und flussbegleitenden nitrophilen Staudenflur in Westdeutschland; Natur und Landschaft 46 (6), 166-168.

LOHMEYER W., SUKOPP H. (1992): Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas; SchrR. Vegetationskde. 25, 1-185.

LOHMEYER W., SUKOPP H. (2001): Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas- Erster Nachtrag; Braunschweiger Geobotanische Arbeiten 8, 179-220.

MACK R. N., SIMBERLOFF D., LONSDALE W. M., EVANS H., CLOUT M., BAZZAZ F. (2000): Biotic Invasions- Causes, Epidemiology, Global Consequences and Control; Issues in Ecology 5, 23 pp.

MYERS J. H., SIMBERLOFF D., KURIS A. M., CAREY J. R. (2000): Eradication revisited- dealing with exotic species; *Trends in Ecology & Evolution* 15/8, 316–320.

PIMENTEL D., LACH L., ZUNIGA R., MORRISON D. (2000): Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States; *BioScience* 50(1), 53–65.

PRITSCH G. (1985): *Bienenweiden*; Verlag Neumann-Neudamm, Melsungen.

PYSEK P., SADLO J., MANDAK B. (2002): Catalogue of alien plants of the Czech Republic; *Preslia* 74, 97-186.

RECHINGER K.-H. (1958): Polygonaceae; in: HEGI G.: *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*; 2. Aufl., Bd. 3/1, Lief. 5.

SCHMEIL O., FITSCHEN J. (2006): *Flora von Deutschland und angrenzender Länder*; von SEYBOLD S., 93 Auflage, Quelle & Meyer Verlag Wiebelsheim.

SCHMITZ G. (1991): Nutzung der Neophyten *Impatiens glandulifera* ROYLE und *Impatiens parviflora* DC. durch phytophage Insekten im Raum Bonn; *Entomologische Nachrichten und Berichte*, 35, 1991/4, 260-264.

SCHMITZ G. (1995): Neophyten und Fauna- ein Vergleich neophytischer und indigener *Impatiens*-arten; in: BÖCKER R., GEBHARDT H., KONOLD W., SCHMIDT-FISCHER S.: *Gebietsfremde Pflanzenarten*; *Landberg- ecomed*. 195-204.

SCHMITZ G. (1998): *Impatiens parviflora* D.C. (Balsaminaceae) als Neophyt in mitteleuropäischen Wäldern und Forsten- eine biozönotische Analyse; *Zeitschrift Ökologie und Naturschutz* 7, 193-206.

SCHMITZ G. (2001): Beurteilung von Neophytenausbreitungen aus zoologischer Sicht; in: BRANDES D.: *Adventivpflanzen- Beiträge zu Biologie, Vorkommen und Ausbreitungsdynamik von gebietsfremden Pflanzenarten in Mitteleuropa*; *Braunschweiger Geobotanische Arbeiten* 8, 269-285.

SCHULDES H. (1995): Das Indische Springkraut (*Impatiens glandulifera*)- Biologie Verbreitung und Kontrolle; in: BÖCKER R., GEBHARD H., KONOLD W., SCHMIDT-FISCHER S.: *Gebietsfremde Pflanzenarten*; *ecomede*, 83-88.

SCHULDES H., KÜBLER R. (1990): Ökologie und Vergesellschaftung von *Solidago canadensis* et *gigantea*, *Reynoutria japonica* et *sachalinense*, *Impatiens glandulifera*, *Helianthus tuberosus*, *Heracleum mantegazzianum*, ihre Verbreitung in Baden-Württemberg sowie Notwendigkeit und Möglichkeiten ihre Bekämpfung; Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt Baden-Württemberg, Stuttgart, 122 S.

SCHWABE A., KRATOCHWIL A. (1991): Gewässer-begleitende Neophyten und ihre Beurteilung aus Naturschutz-Sicht unter besonderer Berücksichtigung Südwestdeutschlands; NNA Ber., 4. Jg., H. 1, 14-27.

SUKOPP H. (1995): Neophytie und Neophytismus; in: BÖCKER R., GEBHARD H., KONOLD W., SCHMIDT-FISCHER S.: Gebietsfremde Pflanzenarten; ecomed, 3-33.

SUKOPP H., SUKOPP U. (1988): *Reynoutria japonica* HOUTT. in Japan und in Europa; Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 98, 354-372.

SUKOPP H., SUKOPP U. (1993): Ecological long-term effects of cultigens becoming feral and naturalization of non-native species; *Experientia* 49, 210-218.

TREPL L. (1984): Über *Impatiens parviflora* DC. als Agriophyt in Mitteleuropa; *Diss. Bot.* 73, 1-400.

NATIONALPARK KALKALPEN (2000): Unternehmenskonzept; Nationalpark oberösterreichische Kalkalpen Ges.m.b.H. (Hrsg.), 23 S.

VOLZ H. (2003): Ursachen und Auswirkungen der Ausbreitung von *Lupinus polyphyllus* LINDL. im Bergwiesenökosystem der Rhön und Maßnahmen zu seiner Regulierung; Dissertation.

WALSER B. (1995): Praktische Umsetzung der Knöterichbekämpfung; in: BÖCKER R., GEBHARD H., KONOLD W., SCHMIDT-FISCHER S.: Gebietsfremde Pflanzenarten; ecomed, 161-171.

WALTER E. (1987): Zur Verbreitung und zum Verhalten nordamerikanischer Goldruten (*Solidago gigantea* und *Solidago canadensis*) in Oberfranken; *Ber. Naturforsch. Ges. Bamberg* 62, 27-68.

WAGENITZ G. (1964): Asteroideae; in: HEGI G.: *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*; 2. Aufl., Bd. 6/3, Lief. 1.

WEICHENBERGER J. (1997): Manganerzbergbau (Braunsteinbergbau) nahe der Glöcklalm im Boddinggraben bei Molln.

WESTRICH P. (1989): *Die Wildbienen Baden-Württembergs*; 2 Bde., Ulmer Verlag Stuttgart.

WERNER P. A., BRADBURY J. K., GROSS R.S. (1980): The biology of Canadian weed- *Solidago canadensis* L.; *Can. J. Plant Sci.* 60, 1393-1409.

WILCOVE D. S., ROTHSTEIN D., DUBOW J., PHILLIPS A., LOSOS E. (1998): Quantifying threats to imperiled species in the United States; *BioScience* 48, 607-615.

WILLIAMSON M. (1993): Invades, Weeds and risk from genetically manipulated organisms; *Experientia* 49, 219-224.

WILLIAMSON M. (1999): Invasions; *Ecography* 22, 5-12.

YOSHIOKA K. (1974): Volcanic vegetation; in: NUMATA M., ed.: *The flora and Vegetation of Japan*, Tokyo and New York.

ZIMMERMAN K., TOPP W. (1991): Anpassungserscheinungen von Insekten an Neophyten der Gattung *Reynoutria* (Poligonaceae) in Zentraleuropa; *Zool. Jb. Syst.* 118, 377-390.

ZWÖLFER H. (1976): The golden Rod Problem- Possibilities for a Biological Weed Control Project in Europe; *EPPO Publ. Series B No. 81*, 8-18.

Internetquellen

FloraWeb- Deutsches Bundesministerium für Naturschutz; Stand: Januar 2008
<http://www.floraweb.de/neoflora/handbuch.html>

NATURHISTORISCHES MUSEUM WIEN; Stand: Dezember 2007
<http://flora.nhm-wien.ac.at/Seiten-Arten/Aster-novi-belgii.htm>

SCHWEIZERISCHE KOMMISSION FÜR DIE ERHALTUNG VON WILDPFLANZEN (2002): Schwarze Liste, Graue Liste und Watch-Liste (Beobachtungsliste); Stand: Mai 2002
http://www.cps-skew.ch/deutsch/schwarze_liste.htm

UNEP (2002): Pan-European biological and landscape diversity strategy; Second intergovernmental conference "Biodiversity in Europe"; Stand: Mai 2002
<http://www.unep.ch>

VERWALTUNG STEIERMARK; Stand: März 2008
<http://www.verwaltung.steiermark.at/cms/beitrag/10787126/22727563/>

8.2 Abbildungsverzeichnis

Abbildungen auf der Titelseite von oben nach unten: Bewaldeter Berghang im Nationalparkgebiet, *Impatiens glandulifera*, *Fallopia japonica* (Fotos: Lamprecht 2007)

Abb. 1: Bewaldeter Berghang im Nationalpark (Foto: Lamprecht 2007).....	17
Abb. 2: Region um den Nationalpark (Foto: Lamprecht 2007).....	17
Abb. 3: Lage des Nationalparks Kalkalpen-Übersichtskarte (Quelle: Nationalpark oberösterreichische Kalkalpen Ges.m.b.H.).....	18
Abb. 4: Übersichtskarte des Nationalparks Kalkalpen mit den vier Untersuchungsstrecken	

(Quelle: Christian Fuxjäger 2007).....	22
Abb. 5: Satellitenaufnahme der Untersuchungstrecke Großer Bach (Quelle: Christian Fuxjäger 2007)	23
Abb. 6: Wegabschnitt am Großen Bach (Foto: Lamprecht 2007).....	23
Abb. 7: Wegabschnitt am Großen Bach (Foto: Lamprecht 2007).....	23
Abb. 8: Satellitenaufnahme der Untersuchungstrecke Weißenbach (Quelle: Christian Fuxjäger 2007)	24
Abb. 9: Weg am Weißenbach (Foto: Lamprecht 2007)	25
Abb. 10: Weg oberhalb des Weißenbachs (Foto: Lamprecht 2007)	25
Abb. 11: Satellitenaufnahme der Untersuchungstrecke Bodinggraben (Quelle: Christian Fuxjäger 2007)	26
Abb. 12: Weg durch den Bodinggraben (Foto: Lamprecht 2007)	26
Abb. 13: Weg durch den Bodinggraben (Foto: Lamprecht 2007)	26
Abb. 14: Satellitenaufnahme der Untersuchungstrecke Wallergraben (Quelle: Christian Fuxjäger 2007)	27
Abb. 15: Weg durch den Wallergraben (Foto: Lamprecht 2007)	28
Abb. 16: Weg oberhalb des Wallergrabens (Foto: Lamprecht 2007).....	28
Abb. 17: Neophytenvorkommen an der Untersuchungstrecke Großer Bach.....	32
Abb. 18: Neophytenvorkommen an der Untersuchungstrecke Weißenbach mit Vergrößerung der Abschnitte 1-20	34
Abb. 19: Neophytenvorkommen an der Untersuchungstrecke Bodinggraben.....	35
Abb. 20: Neophytenvorkommen an der Untersuchungstrecke Wallergraben mit Vergrößerung der Abschnitte 1-8	36
Abb. 21: <i>Aster novi-belgii</i> (Foto: Lamprecht 2007)	37
Abb. 22: <i>Aster novi-belgii</i> (Foto: Jeffrey Phippen 2005)	37
Abb. 23: <i>Aster novi-belgii</i> (Foto: Ullrich Asmus 2005)	37
Abb. 24: <i>Fallopia japonica</i> (Foto: Lamprecht 2007).....	38
Abb. 25: <i>Fallopia japonica</i> (Foto: Lamprecht 2007).....	38
Abb. 26: <i>Fallopia japonica</i> (Foto: Lamprecht 2007).....	38
Abb. 27: <i>Fallopia sachalinensis</i> (Foto: http://botanika.wendys.cz/kytky/K485.php)	41
Abb. 28: <i>Fallopia sachalinensis</i> (Foto: http://botanika.wendys.cz/kytky/K485.php)	41
Abb. 29: <i>Fallopia sachalinensis</i> (Foto: http://botanika.wendys.cz/kytky/K485.php)	41
Abb. 30: <i>Impatiens glandulifera</i> (Foto: Lamprecht 2007).....	42
Abb. 31: <i>Impatiens glandulifera</i> (Foto: Lamprecht 2007).....	42
Abb. 32: <i>Impatiens glandulifera</i> (Foto: Lamprecht 2007).....	42
Abb. 33: <i>Impatiens parviflora</i> (Foto: Lamprecht 2007).....	44
Abb. 34: <i>Impatiens parviflora</i> (Foto: Ullrich Asmus 1993)	44
Abb. 35: <i>Impatiens parviflora</i> (Foto: Lamprecht 2007).....	44
Abb. 36: <i>Lupinus polyphyllus</i> (Foto: Lamprecht 2007)	46
Abb. 37: <i>Lupinus polyphyllus</i> (Foto: Lamprecht 2007)	46
Abb. 38: <i>Lupinus polyphyllus</i> (Foto: Lamprecht 2007)	46
Abb. 39: <i>Rudbeckia laciniata</i> (Foto: Reidun Sivertstol)	47
Abb. 40: <i>Rudbeckia laciniata</i> (Foto: Lamprecht 2007)	47
Abb. 41: <i>Rudbeckia laciniata</i> (Foto: www.robsplants.com/plants/RudbeLacin.php)	47
Abb. 42: <i>Solidago canadensis</i> (Foto: Janet Novak 2001)	49
Abb. 43: <i>Solidago canadensis</i> (Foto: Albinger G. -Archiv LfU)	49
Abb. 44: <i>Solidago canadensis</i> (Foto: Lamprecht 2007).....	49
Abb. 45: <i>Solidago gigantea</i> (Foto: Lamprecht 2007)	51
Abb. 46: <i>Solidago gigantea</i> (Foto: http://users.skynet.be/verzamelen/onze%20vlindertuin.html)	51
Abb. 47: <i>Solidago gigantea</i> (Foto: Lamprecht 2007).....	51
Abb. 48: Pflanzengemeinschaften der Begleitvegetation von <i>Impatiens glandulifera</i> und <i>Impatiens parviflora</i>	52
Abb. 49: Pflanzengemeinschaften der Begleitvegetation von <i>Lupinus polyphyllus</i> und <i>Fallopia japonica</i>	52

Abb. 50: Pflanzengemeinschaften der Begleitvegetation von <i>Solidago canadensis</i> und <i>Solidago gigantea</i>	53
Abb. 51: Übersicht der Pflanzengemeinschaften der Neophyten-Begleitvegetation	54

8.3 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Verwendungszweck von absichtlich eingeführten und heute wild vorkommenden Archäo- und Neophyten Tschechiens; einschließlich Mehrfachnennungen; n=688; (PYSEK et al. 2002)	7
Tabelle 2: Nutzung einheimischer und neophytischer <i>Impatiens</i> -Arten durch verschiedenste Insektengruppen (SCHMITZ 1995, 2001)	13
Tabelle 3: Ausschnitt aus der Liste der invasiven und potenziell invasiven Neobiota nach ESSL & RABITSCH (2002).....	20
Tabelle 4: Übersicht der Untersuchungsstrecken im Nationalpark Kalkalpen.....	22
Tabelle 5: Übersicht der im Nationalpark vorkommenden invasiven und potenziell invasiven Neophyten.....	30
Tabelle 6: Vorkommen von invasiven und potenziell invasiven Neophyten an den vier Untersuchungsstrecken	31
Tabelle 7: Absolutes und relatives Vorkommen invasiver und potenziell invasiver Neophyten, sowie deren durchschnittliche Siedlungsfläche und durchschnittlicher Deckungsgrad an der Untersuchungsstrecke Großer Bach	32
Tabelle 8: Absolutes und relatives Vorkommen invasiver oder potenziell invasiver Neophyten sowie deren durchschnittliche Siedlungsfläche und durchschnittlicher Deckungsgrad an der Untersuchungsstrecke Weißenbach	33
Tabelle 9: Absolutes und relatives Vorkommen invasiver oder potenziell invasiver Neophyten sowie deren durchschnittliche Siedlungsfläche und durchschnittlicher Deckungsgrad an der Untersuchungsstrecke Bodinggraben.....	34
Tabelle 10: Absolutes und relatives Vorkommen invasiver oder potenziell invasiver Neophyten sowie deren durchschnittliche Siedlungsfläche und durchschnittlicher Deckungsgrad an der Untersuchungsstrecke Wallergraben	35
Tabelle 11: Deckungsgrade der Neophytenbestände an den Einzelaufnahmeflächen	37
Tabelle 12: Empfohlenes Vorgehen beim Umgang mit neophytischen Pflanzenarten auf der Fläche des Nationalparks Kalkalpen	60
Tabelle 13: Auszug der Neophyten-Erfassung an der Untersuchungsstrecke Großer Bach	72
Tabelle 14: Auszug der Neophyten-Erfassung an der Untersuchungsstrecke Weißenbach.....	74
Tabelle 15: Auszug der Neophyten-Erfassung an der Untersuchungsstrecke Bodinggraben	75
Tabelle 16: Auszug der Neophyten-Erfassung an der Untersuchungsstrecke Wallergraben	76
Tabelle 17: Auszug der Neophyten-Erfassung an den drei Einzelaufnahmeflächen	77
Tabelle 18: Auszug aus dem Protokoll zur Aufnahme der Vergesellschaftung von <i>Impatiens glandulifera</i>	78
Tabelle 19: Auszug aus dem Protokoll zur Aufnahme der Vergesellschaftung von <i>Impatiens parviflora</i>	78
Tabelle 20: Auszug aus dem Protokoll zur Aufnahme der Vergesellschaftung von <i>Fallopia japonica</i>	79
Tabelle 21: Auszug aus dem Protokoll zur Aufnahme der Vergesellschaftung von <i>Lupinus polyphyllus</i>	79
Tabelle 22: Auszug aus dem Protokoll zur Aufnahme der Vergesellschaftung von <i>Solidago canadensis</i>	80
Tabelle 23: Auszug aus dem Protokoll zur Aufnahme der Vergesellschaftung von <i>Solidago gigantea</i>	80

9. Anhang

9.1 Erfassung der Neophyten

Tabelle 13: Auszug der Neophyten-Erfassung an der Untersuchungsstrecke Großer Bach

Untersuchungsstrecke: Großer Bach											
Deckungsgrad der Neophyten in % bezogen auf die Gesamtfläche der jeweiligen Untersuchungsstrecke											
Abschnittsnummer	Gesamtfläche in m ²	Gesamtdeckungsgrad der Vegetation in %	<i>Aster novi-belgii</i>	<i>Fallopia japonica</i>	<i>Fallopia sachalinensis</i>	<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Impatiens parviflora</i>	<i>Lupinus polyphyllus</i>	<i>Rudbeckia laciniata</i>	<i>Solidago canadensis</i>	<i>Solidago gigantea</i>
1	300	70					0,5				
2	400	100					0,25				
3	400	90					0,25				
4	400	90					0,5				
5	400	90					0,25				
6	400	90					0,5				
7	300	95					0,25				
8	300	90					2				
9	400	90					0,25				
10	300	95					2				
11	200	90								0,25	
12	300	90									
13	300	80									
14	200	85									
15	400	90									
16	300	70									
17	400	80									0,5
18	400	85					0,25				E
19	400	80					0,5				
20	400	70					0,25				
21	400	70									
22	400	80					0,25				
23	400	80									
24	400	60									
25	400	70					0,25				
26	400	75					0,25				
27	400	95					1,5				
28	300	70					0,25				
29	200	80					0,25				3
30	400	50									
31	300	95									
32	400	90					0,25				
33	400	80					0,25				
34	400	95					0,5				
35	400	90					0,25				

36	400	85			0,5		
37	400	90			0,25		
38	300	95			0,25		
39	300	95			0,5		
40	300	95			0,25		
41	300	95			0,25		
42	400	90			0,25		
43	200	95			0,5		
44	300	95			0,25		
45	400	90			0,25		
46	400	95			1,25		
47	400	70			0,5		
48	400	95			1		1,5
49	300	95			0,25		1
50	300	90			0,25		
51	400	90			1		
52	400	90			0,25		
53	400	95			1		
54	300	80			1,5		
55	300	100			0,5		
56	300	80			1		
57	0	0					
58	0	0					
59	400	95			1		
60	400	100			2,5		
61	400	100			0,5		
62	400	100			0,25		
63	400	90			0,25		
64	400	95			0,25		
65	400	90			0,5		
66	400	75			0,25		
67	400	95		4	0,25		
68	400	95			0,25		
69	400	75			0,5		
70	300	90			0,5		
71	200	90			0,5		
72	200	70			0,25		
73	200	90			0,25		
74	300	80			0,5		
75	300	80			0,25		
76	300	95			0,5		
77	300	90			0,5		
78	400	80			0,25		
79	300	70			0,25		
80	400	80			1		
81	400	80					
82	200	70					
83	400	85					
84	300	75			1		
85	400	75					
86	400	75					
87	400	85			0,25		
88	300	75			0,25		

89	600	70									0,25
90	300	70									0,25
91	400	75									0,25
92	300	80									1
93	600	50									0,25

Tabelle 14: Auszug der Neophyten-Erfassung an der Untersuchungsstrecke Weißenbach

Untersuchungsstrecke: Weißenbach											
Deckungsgrad der Neophyten in % bezogen auf die Gesamtfläche der jeweiligen Untersuchungsstrecke											
Abschnittsnummer	Gesamtfläche in m ²	Gesamtdeckungsgrad der Vegetation in %	<i>Aster novi-belgii</i>	<i>Fallopia japonica</i>	<i>Fallopia sachalinensis</i>	<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Impatiens parviflora</i>	<i>Lupinus polyphyllus</i>	<i>Rudbeckia laciniata</i>	<i>Solidago canadensis</i>	<i>Solidago gigantea</i>
1	200	95		2			1				
2	400	75		4,25			1,25			0,25	
3	300	90		10			5				
4	400	95		16			0,25				
5	400	95		1,5			1				
6	400	95					1				
7	900	100		50			0,25				
8	800	100	E	60			0,25				
9	7500	100		5			0,25		0,5		4
10	400	100					0,25				
11	200	95					1,5				
12	200	95									
13	150	70									
14	150	95					1				
15	400	100									
16	400	100									
17	500	100									
18	1000	100									
19	300	95									
20	400	100									
21	400	100									
22	300	90									
23	200	70									
24	200	90									
25	200	91									
26	300	95									
27	400	70									
28	500	80									
29	400	90									
30	400	95									
31	400	95									
32	400	100									
33	600	80									
34	400	95									
35	400	95									

5	500	95	40	0,5
6	200	80		
7	200	70		
8	200	70		
9	200	40		
10	200	50		
11	200	80		
12	200	70		
13	200	70		
14	400	50		
15	200	60		
16	200	70		
17	200	60		
18	200	60		
19	200	60		
20	200	60		
21	200	60		
22	300	90		
23	200	90		
24	200	70		
25	200	70		
26	200	70		
27	200	70		
28	200	70		
29	200	70		
30	200	60		
31	200	70		

Tabelle 17: Auszug der Neophyten-Erfassung an den drei Einzelaufnahmeflächen

Einzelaufnahmeflächen											
Deckungsgrad der Neophyten in % bezogen auf die Gesamtfläche der jeweiligen Untersuchungsstrecke											
Aufnahmefläche	Gesamtfläche in m ²	Gesamtdeckungsgrad der Vegetation in %	<i>Aster novi-belgii</i>	<i>Fallopia japonica</i>	<i>Fallopia sachalinensis</i>	<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Impatiens parviflora</i>	<i>Lupinus polyphyllus</i>	<i>Rudbeckia laciniata</i>	<i>Solidago canadensis</i>	<i>Solidago gigantea</i>
Rabenbach	4	100				100					
Schneckengraben	20	100						70			
Schneckengraben	10	100						60			

9.2 Vergesellschaftung

Tabelle 18: Auszug aus dem Protokoll zur Aufnahme der Vergesellschaftung von *Impatiens glandulifera*

Vergesellschaftung von: <i>Impatiens glandulifera</i> ROYLE			
Wissenschaftlicher Name	Häufigkeit*	Wissenschaftlicher Name	Häufigkeit
<i>Chaerophyllum hirsutum</i> L.	3	<i>Calamintha clinopodium</i> SPENN.	1
<i>Salvia glutinosa</i> L.	3	<i>Circaea intermedia</i> EHRH.	1
<i>Agropyron caninum</i> (L.) P.B.	2	<i>Clematis vitalba</i> L.	1
<i>Angelica sylvestris</i> L.	2	<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	1
<i>Chrysosplenium alternifolium</i> L.	2	<i>Festuca altissima</i> ALL.	1
<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) SCOP.	2	<i>Festuca gigantea</i> (L.) VILL.	1
<i>Impatiens noli-tangere</i> L.	2	<i>Galium mollugo</i> L.	1
<i>Lamium maculatum</i> L.	2	<i>Impatiens parviflora</i> DC.	1
<i>Mentha longifolia</i> (L.) HUDS.	2	<i>Knautia dipsacifolia</i> KREUTZER	1
<i>Ranunculus repens</i> L.	2	<i>Petasites albus</i> (L.) GAERTN.	1
<i>Rubus fruticosus</i> L.	2	<i>Petasites hybridus</i> (L.) G.M.SCH.	1
<i>Urtica dioica</i> L.	2	<i>Rubus idaeus</i> L.	1
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	1	<i>Veronica chamaedrys</i> L.	1

* Häufigkeit: Anzahl der insgesamt 3 Aufnahmeflächen an denen diese Art vorkommt

Tabelle 19: Auszug aus dem Protokoll zur Aufnahme der Vergesellschaftung von *Impatiens parviflora*

Vergesellschaftung von: <i>Impatiens parviflora</i> DC.			
Wissenschaftlicher Name	Häufigkeit*	Wissenschaftlicher Name	Häufigkeit
<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) SCOP.	8	<i>Senecio fuchsii</i> GMEL.	2
<i>Angelica sylvestris</i> L.	7	<i>Symphytum officinale</i> L.	2
<i>Mentha longifolia</i> (L.) HUDS.	6	<i>Cruciata laevipes</i> OPIZ	1
<i>Clematis vitalba</i> L.	5	<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) P.B.	1
<i>Erigeron annuus</i> (L.) PERS.	5	<i>Equisetum maximum</i> LAM.	1
<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	5	<i>Festuca altissima</i> ALL.	1
<i>Rubus fruticosus</i> L.	5	<i>Fragaria vesca</i> L.	1
<i>Galium mollugo</i> L.	4	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	1
<i>Impatiens noli-tangere</i> L.	4	<i>Galinsoga ciliata</i> (RAF.) BLAKE	1
<i>Lamium maculatum</i> L.	4	<i>Geranium robertianum</i> L.	1
<i>Petasites albus</i> (L.) GAERTN.	4	<i>Lycopus europaeus</i> L.	1
<i>Agropyron caninum</i> (L.) P.B.	3	<i>Lysimachia nemorum</i> L.	1
<i>Dactylis glomerata</i> L.	3	<i>Molinia caerulea</i> (L.) MOENCH.	1
<i>Petasites hybridus</i> (L.) G.M.SCH.	3	<i>Plantago major</i> L.	1
<i>Prunella vulgaris</i> L.	3	<i>Salix eleagnos</i> SCOP.	1
<i>Ranunculus repens</i> L.	3	<i>Salvia glutinosa</i> L.	1
<i>Urtica dioica</i> L.	3	<i>Sambucus nigra</i> L.	1
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	2	<i>Solanum dulcamara</i> L.	1
<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) ROTH.	2	<i>Stachys palustris</i> L.	1
<i>Origanum vulgare</i> L.	2	<i>Stachys sylvatica</i> L.	1
<i>Plantago intermedia</i> (GIL.) LGE.	2	<i>Taraxacum officinale</i> WIGGERS.	1
<i>Poa annua</i> L.	2	<i>Valeriana officinalis</i> L.	1
<i>Rubus idaeus</i> L.	2	<i>Vicia sepium</i> L.	1

* Häufigkeit: Anzahl der insgesamt 8 Aufnahmeflächen an denen diese Art vorkommt

Tabelle 20: Auszug aus dem Protokoll zur Aufnahme der Vergesellschaftung von *Fallopia japonica*

Vergesellschaftung von: <i>Fallopia japonica</i> HOUTT			
Wissenschaftlicher Name	Häufigkeit*	Wissenschaftlicher Name	Häufigkeit
<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) SCOP.	3	<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	1
<i>Galeopsis pubescens</i> BESS.	3	<i>Geranium robertianum</i> L.	1
<i>Urtica dioica</i> L.	3	<i>Hypericum montanum</i> L.	1
<i>Aegopodium podagraria</i> L.	2	<i>Impatiens parviflora</i> DC.	1
<i>Erigeron annuus</i> (L.) PERS.	2	<i>Lamium maculatum</i> L.	1
<i>Impatiens noli-tangere</i> L.	2	<i>Molinia caerulea</i> (L.) MOENCH.	1
<i>Mycelis muralis</i> (L.) DUM.	2	<i>Origanum vulgare</i> L.	1
<i>Petasites albus</i> (L.) GAERTN.	2	<i>Plantago major</i> L.	1
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	1	<i>Rubus caesius</i> L.	1
<i>Angelica sylvestris</i> L.	1	<i>Rubus idaeus</i> L.	1
<i>Astragalus glycyphyllos</i> L.	1	<i>Salvia glutinosa</i> L.	1
<i>Clematis vitalba</i> L.	1	<i>Senecio fuchsii</i> GMEL.	1
<i>Cruciata laevipes</i> OPIZ	1	<i>Tussilago farfara</i> L.	1
<i>Dactylis glomerata</i> L.	1	<i>Valeriana officinalis</i> L.	1

* Häufigkeit: Anzahl der insgesamt 3 Aufnahmeflächen an denen diese Art vorkommt

Tabelle 21: Auszug aus dem Protokoll zur Aufnahme der Vergesellschaftung von *Lupinus polyphyllus*

Vergesellschaftung von: <i>Lupinus polyphyllus</i> LDL.			
Wissenschaftlicher Name	Häufigkeit*	Wissenschaftlicher Name	Häufigkeit
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	1	<i>Festuca rubra</i> L.	1
<i>Achillea millefolium</i> L.	1	<i>Hypericum perforatum</i> L.	1
<i>Agrostis tenuis</i> SIBTH.	1	<i>Lotus corniculatus</i> L.	1
<i>Ajuga reptans</i> L.	1	<i>Lysimachia nemorum</i> L.	1
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	1	<i>Melampyrum pratense</i> L.	1
<i>Briza media</i> L.	1	<i>Nardus stricta</i> L.	1
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) HULL	1	<i>Pimpinella saxifraga</i> L.	1
<i>Carex flacca</i> SCHREB.	1	<i>Plantago lanceolata</i> L.	1
<i>Carlina acaulis</i> L.	1	<i>Potentilla erecta</i> (L.) RAEUSCH.	1
<i>Centaurea jacea</i> L.	1	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) KUHN	1
<i>Cirsium arvense</i> (L.) SCOP.	1	<i>Senecio fuchsii</i> GMEL.	1
<i>Cirsium eriophorum</i> (L.) SCOP.	1	<i>Sorbus aria</i> L. s.l.	1
<i>Cirsium palustre</i> (L.) SCOP.	1	<i>Stachys officinalis</i> (L.) TREV.	1
<i>Daphne mezereum</i> L.	1	<i>Thymus serpyllum</i> L.	1
<i>Epipactis atrorubens</i> BESS.	1	<i>Tussilago farfara</i> L.	1
<i>Fagus sylvatica</i> L.	1	<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	1

* Häufigkeit: Die Begleitarten wurden hier nur an einem Standort aufgezeichnet

Tabelle 22: Auszug aus dem Protokoll zur Aufnahme der Vergesellschaftung von *Solidago canadensis*

Vergesellschaftung von: <i>Solidago canadensis</i> L.			
Wissenschaftlicher Name	Häufigkeit	Wissenschaftlicher Name	Häufigkeit
<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) ROTH.	2	<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) SCOP.	1
<i>Clematis vitalba</i> L.	2	<i>Geranium robertianum</i> L.	1
<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	2	<i>Hypericum perforatum</i> L.	1
<i>Molinia caerulea</i> (L.) MOENCH.	2	<i>Mentha longifolia</i> (L.) HUDS.	1
<i>Petasites albus</i> (L.) GAERTN.	2	<i>Origanum vulgare</i> L.	1
<i>Agropyron caninum</i> (L.) P.B.	1	<i>Ranunculus repens</i> L.	1
<i>Angelica sylvestris</i> L.	1	<i>Salix cinerea</i> L.	1
<i>Aruncus dioicus</i> (WALTER) FERN.	1	<i>Taraxacum officinale</i> WIGGERS.	1
<i>Bupthalmum salicifolium</i> L.	1		

* Häufigkeit: Anzahl der insgesamt 2 Aufnahmeflächen an denen diese Art vorkommt

Tabelle 23: Auszug aus dem Protokoll zur Aufnahme der Vergesellschaftung von *Solidago gigantea*

Vergesellschaftung von: <i>Solidago gigantea</i> AIT.			
Wissenschaftlicher Name	Häufigkeit	Wissenschaftlicher Name	Häufigkeit
<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) SCOP.	4	<i>Aquilegia vulgaris</i> L.	1
<i>Clematis vitalba</i> L.	4	<i>Aruncus sylvestris</i> KOSTEL.	1
<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	4	<i>Chaenorhinum minus</i> (L.) LGE.	1
<i>Mentha longifolia</i> (L.) HUDS.	4	<i>Cirsium arvense</i> (L.) SCOP.	1
<i>Petasites albus</i> (L.) GAERTN.	4	<i>Fragaria vesca</i> L.	1
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	3	<i>Heracleum sphondylium</i> L.	1
<i>Angelica sylvestris</i> L.	3	<i>Matricaria discoidea</i> DC.	1
<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) ROTH.	3	<i>Medicago lupulina</i> L.	1
<i>Erigeron annuus</i> (L.) PERS.	3	<i>Origanum vulgare</i> L.	1
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	3	<i>Oxalis fontana</i> BUNGE.	1
<i>Molinia caerulea</i> (L.) MOENCH.	3	<i>Pimpinella major</i> (L.) HUDS.	1
<i>Prunella vulgaris</i> L.	3	<i>Plantago major</i> L.	1
<i>Ajuga reptans</i> L.	2	<i>Poa annua</i> L.	1
<i>Galinsoga ciliata</i> (RAF.) BLAKE	2	<i>Potentilla erecta</i> (L.) RAEUSCH.	1
<i>Galium mollugo</i> L.	2	<i>Ranunculus repens</i> L.	1
<i>Impatiens parviflora</i> DC.	2	<i>Rubus idaeus</i> L.	1
<i>Rubus fruticosus</i> L.	2	<i>Senecio fuchsii</i> GMEL.	1
<i>Salix eleagnos</i> SCOP.	2	<i>Solanum dulcamara</i> L.	1
<i>Salvia glutinosa</i> L.	2	<i>Sonchus asper</i> (L.) HILL	1
<i>Taraxacum officinale</i> WIGGERS.	2	<i>Urtica dioica</i> L.	1
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	1	<i>Viburnum opulus</i> L.	1
<i>Aconitum variegatum</i> L.	1	<i>Vicia sepium</i> L.	1
<i>Aposeris foetida</i> (L.) LESS.	1		

* Häufigkeit: Anzahl der insgesamt 5 Aufnahmeflächen an denen diese Art vorkommt