

# **Untersuchung ausgewählter Neophyten im NP Thayatal im Jahr 2010: Verbreitung und Evaluierung von Managementmaßnahmen**

**Verena Schiffler & Franz Essl**



**IFABU – Institut für angewandte Biologie und Umweltbildung**

**Argentinierstraße 54/21**

**1040 Wien**

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung</b> .....	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>Auftrag und Fragestellung:</b> .....	<b>6</b>
2.1	Auftrag 2001.....	6
2.2	Auftrag 2010.....	6
<b>3</b>	<b>Gebietsbeschreibung</b> .....	<b>7</b>
<b>4</b>	<b>Methodik</b> .....	<b>9</b>
4.1	Taxonomie und Nomenklatur .....	9
4.2	Freilandhebungen .....	9
4.3	Datenauswertung und Darstellung .....	11
<b>5</b>	<b>Definitionen</b> .....	<b>13</b>
<b>6</b>	<b>Untersuchte Arten</b> .....	<b>15</b>
6.1	<i>Fallopia x bohemica</i> (Bastard-Staudenknöterich) .....	15
6.2	<i>Impatiens glandulifera</i> (Drüsiges Springkraut).....	16
6.3	<i>Robinia pseudacacia</i> (Robinie) .....	18
6.4	Weitere Arten.....	19
6.4.1	<i>Ailanthus altissima</i> (Götterbaum) .....	19
6.4.2	<i>Buddleja davidii</i> (Sommerflieder).....	20
6.4.3	<i>Cotoneaster divaricatus</i> (Sparrige Steinmispel) .....	21
6.4.4	<i>Cotoneaster horizontalis</i> (Fächer- Steinmispel) .....	21
6.4.5	<i>Galeobdolon argentatum</i> (Silber-Goldnessel).....	22
6.4.6	<i>Helianthus tuberosus</i> (Topinambur).....	22
6.4.7	<i>Heracleum mantegazzianum</i> (Riesen-Bärenklau) .....	23
6.4.8	<i>Juglans regia</i> (Walnuss).....	24
6.4.9	<i>Mahonia aquifolium</i> (Gewöhnlich-Mahonie).....	24
6.4.10	<i>Parthenocissus inserta</i> (Gewöhnliche Jungfernrebe).....	25
6.4.11	<i>Rudbeckia laciniata</i> (Schlitzblatt- Sonnenhut) .....	25
6.4.12	<i>Solidago gigantea</i> (Späte Goldrute), <i>Solidago canadensis</i> (Kanadische Goldrute).....	26
6.4.13	<i>Syringa vulgaris</i> (Gemeiner Flieder) .....	27
<b>7</b>	<b>Ergebnisse</b> .....	<b>28</b>
7.1	Pflanzengesellschaften .....	28
7.1.1	<i>Fallopia japonica</i> -(Senecionion fluviatilis)-Gesellschaft.....	28
7.1.2	<i>Robinia pseudacacia</i> -(Lamio albi-Chenopodietalia)-Gesellschaftsgruppe .....	28

7.1.3	Melampyro nemorosi-Carpinetum Passarge 1957 .....	30
7.1.4	Caricetum buekii Kopecky et Hejny 1965.....	30
7.1.5	Phalaridetum arundinaceae Libbert 1931.....	31
7.2	Verbreitung und Häufigkeit.....	31
7.2.1	<i>Fallopia x bohemica</i> .....	31
7.2.2	<i>Impatiens glandulifera</i> .....	32
7.2.3	<i>Robinia pseudacacia</i> .....	32
7.2.4	Weitere Untersuchungsarten.....	32
7.3	Management und Managementkosten (2001 – 2010) .....	34
7.3.1	<i>Fallopia x bohemica</i> , <i>Impatiens glandulifera</i> , <i>Robinia pseudacacia</i> .....	36
7.3.2	Weitere Untersuchungsarten des Jahres 2001 .....	37
7.4	Bestandesentwicklung (2001-2010).....	37
7.4.1	Flächengröße .....	37
7.4.2	Anzahl der Bestände:.....	38
7.4.3	Bestandesdichte .....	39
7.5	Naturschutzfachliche Bewertung.....	41
7.5.1	<i>Fallopia x bohemica</i> .....	41
7.5.2	<i>Impatiens glandulifera</i> .....	42
7.5.3	<i>Robinia pseudacacia</i> .....	42
7.5.4	Weitere Untersuchungsarten.....	43
7.6	Effektivität des Managements .....	45
7.7	Empfehlungen für die Weiterentwicklung des Neophyten-Managements .....	45
7.7.1	<i>Fallopia x bohemica</i> .....	45
7.7.2	<i>Impatiens glandulifera</i> .....	46
7.7.3	<i>Robinia pseudacacia</i> .....	47
7.7.4	Weitere Untersuchungsarten.....	48
7.7.5	Empfehlungen für künftiges Monitoring der Dauerquadrate und Wiederholungskartierung .....	50
<b>8</b>	<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>51</b>
<b>9</b>	<b>Danksagung .....</b>	<b>52</b>
<b>10</b>	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>53</b>
<b>11</b>	<b>Anhang 1: Erhebungsbogen Neophytenbestände.....</b>	<b>56</b>
<b>12</b>	<b>Anhang 2: Erhebungsbogen Dauerquadrate.....</b>	<b>61</b>

13	Anhang 3: Lage und Verortung der Dauerquadrate.....	65
14	Anhang 4: Rohdaten Dauerquadrate .....	68
15	Anhang 5: Rohdaten Neophytenbestände im Nationalpark.....	96
16	Anhang 6: Rohdaten Neophytenbestände Fugnitz.....	218
17	Anhang 7: Flächen-Dichtevergleich 2001 / 2010.....	232
18	Anhang 8: Lage der Kartenausschnitte im Nationalpark.....	239
19	Anhang 9: Verbreitungskarten, Nationalpark.....	241
20	Anhang 10: Verbreitungskarten, Fugnitz.....	259
21	Anhang 11: Vegetationsaufnahmen.....	264

# 1 EINLEITUNG

Mit 1. Jänner 2000 trat die Nationalparkverordnung für den Nationalpark Thayatal in Kraft und der fünfte österreichische Nationalpark war somit offiziell gegründet. Dieser ergänzt den auf der tschechischen Seite angrenzenden Nationalpark Podyji und bildet gemeinsam mit diesem den Internationalpark Thayatal-Podyji.

Der Nationalpark Thayatal mit einer Gesamtfläche von 1.330 ha umfaßt den naturnahen rechtsufrigen Talabschnitt der Thaya samt den angrenzenden flussnahen Plateaubereichen und zufließenden Nebenbächen. Die Naturzone umfasst 1.260 ha, auf 70 ha Naturzone mit Management werden dauernde Eingriffe zum Schutz der Ökosysteme gestattet.

Der tschechische Národní Park Podyjí ist mit 6.260 ha deutlich größer. Er umfaßt 2.220 ha Kernzone, 2.260 ha Pflegezone und 1.780 ha Außenzone (ANONYMUS 2001).

Der Nationalpark Thayatal wird geprägt durch großflächige Laubwälder, in die Sonderstandorte (Felsen, Trockenrasen), die Thaya mit der sie begleitenden Ufervegetation und extensiv genutzte Wiesenflächen eingelagert sind. Dieses Biotopensemble vereint neben nicht bis wenig anthropogen veränderten Biotopen auch extensives Kulturland (Wiesen). Anthropogen stärker überformte Bereiche (Forste) kommen nur kleinflächig vor.

Im nationalen Vergleich weist die Vegetation des Nationalparks Thayatal einen stark unterdurchschnittlichen Anteil an Neophyten auf. Dies dürfte v.a. auf die – abgesehen von Hardegg – fehlende Besiedlung, auf die geringe landwirtschaftliche Nutzung des Gebietes, auf den geringen Erschließungsgrad mit Verkehrsinfrastruktur und auf die periphere Lage zurückzuführen sein. Diese für den Naturschutz erfreuliche Situation kann aber längerfristig durch fortschreitende Ausbreitung derzeit noch seltener, in anderen Gebieten Mitteleuropas als problematisch erkannter Neophyten, einen Wandel durchlaufen.

Nationalparks sollen „besonders eindrucksvolle und formenreiche Landschaftsbereiche in ihrer weitgehenden Ursprünglichkeit und Schönheit sowie die Funktionalität und die Artenvielfalt der Ökosysteme erhalten“ (NÖ Nationalparkgesetz, § 2, Absatz 1). Um diesen Auftrag gerecht zu werden, wurde von der Nationalparkverwaltung erstmals 2001 eine Studie zur detaillierten Bearbeitung der Verbreitung potenziell problematischer Neophyten in Auftrag gegeben, die nun 2010 wiederholt und ausgeweitet wird. Motiviert wurde die erstmalige Ausschreibung dieser Studie zusätzlich durch seit mehreren Jahren im angrenzenden tschechischen Nationalpark durchgeführte Managementmaßnahmen zur Kontrolle von *Impatiens glandulifera* und *Robinia pseudacacia*. Auf österreichischer Seite werden Maßnahmen zur Kontrolle von *Impatiens glandulifera* seit dem Jahr 2000 und zur Kontrolle von *R. pseudacacia* seit dem Jahr 2001 durchgeführt.

## 2 AUFTRAG UND FRAGESTELLUNG:

### 2.1 Auftrag 2001

Im Jänner 2001 erfolgte die erste Ausschreibung zum Projekt „Neophyten im Nationalpark Thayatal“ durch die Nationalparkverwaltung Thayatal. Mit Auftrag vom 12. März 2001 wurde das Forschungsinstitut für Natur- und Umweltschutz im Umweltdachverband mit der Durchführung dieser Studie beauftragt. Die Bearbeitung wurde von F. Essl und E. Hauser durchgeführt.

Folgende Arbeitsinhalte waren Auftragsgegenstand:

- Artbeschreibung der untersuchten Neophyten (Ausbreitungsverhalten und –geschichte, Managementenerfahrungen, Verbreitung und Häufigkeit in Österreich, spezielle Literatur, etc.)
- Erfassung der Verbreitung und Häufigkeit ausgewählter Neophyten (*Fallopia japonica*, *Impatiens glandulifera*, *Robinia pseudacacia*)
- Darstellung der Lebensraumbindung der untersuchten Arten (besiedelte Pflanzengesellschaften)
- Beurteilung des Ausbreitungsverhaltens der untersuchten Arten
- Erfassung und Bewertung naturschutzfachlicher Probleme der untersuchten Neophyten
- Erstellung eines Managementplanes
- Einrichtung eines Monitoringnetzes zur Erfolgskontrolle von Managementmaßnahmen

### 2.2 Auftrag 2010

Die Ausschreibung zum Projekt „Untersuchung ausgewählter Neophyten im Nationalpark Thayatal: Verbreitung und Evaluierung von Managementmaßnahmen“ erfolgte im Mai 2010. Das Institut für angewandte Biologie und Umweltbildung (IFABU) wurde mit im Juni 2010 mit dieser Studie beauftragt. Die Bearbeitung wurde von V. Schifflerthner und F. Essl durchgeführt.

Folgende Arbeitsinhalte waren Auftragsgegenstand:

- Beschreibung der aktuellen Verbreitungssituation und Bestandesentwicklung der untersuchten Neophyten über den Untersuchungszeitraum
- Wiederholungskartierung der Monitoringflächen (Dauerquadrate)
- Erfassung der Verbreitung und Häufigkeit der untersuchten Neophyten am Oberlauf der Fugnitz sowie im Einzugsgebiet des Kajabaches
- Erfassung weiterer Neophyten im Nationalpark
- Evaluierung der Effektivität der Managementmaßnahmen (Vergleich der Bestände mit/ohne Management)
- Empfehlungen zur Weiterentwicklung des Managements (Schwerpunkt *Robinia pseudacacia*)

### 3 GEBIETSBESCHREIBUNG

Das engere Untersuchungsgebiet umfasst den 1.330 ha großen Nationalpark Thayatal, sowie das Einzugsgebiet der Fugnitz und des Kajabaches. Für dieses Gebiet wurden alle Erhebungsmethoden durchgeführt. Es deckt sich weitgehend mit dem Natura2000 Gebiet „Thayatal bei Hardegg“ und umfasst eine Fläche von 4.414 ha. Hinzu kommt außerhalb des Natura 2000-Gebiets der Oberlauf der Fugnitz, sowie der Pleißingbach und deren Zuflüsse. Diese wurden auf einer Gesamtstrecke von 31 km (Fugnitz) und 12 km am Pleißingbach untersucht. Die Fugnitz ist mit einer Flussordnungszahl 3, nach Strahler, ein kleiner Fluss (WIMMER & MOOG 1994).

Der Nationalpark Thayatal liegt im Übergangsbereich zwischen dem warm-trockenen pannonischem Klima und dem kühleren, feuchteren Klima des Waldviertels. Als bezeichnend für die östlichen, wärmeren und trockeneren Teile des Nationalparks Thayatal können die Klimawerte der Station Znojmo (Znaim) mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von 8,8°C und 564 mm Jahresniederschlag gelten (CHYTRY & VICHEREK 1995). In den höheren Plateaulagen des Westteils des Nationalparks liegt die Jahresdurchschnittstemperatur bei etwas über 7,5°C, der Jahresniederschlag überschreitet 600 mm (GRULICH 1997).

Dieser Klimagradient schlägt sich auch in der biogeographischen Übergangssituation der Flora und Vegetation des Nationalparks Thayatal wieder. An xerothermen Sonderstandorten reichen pannonische Pflanzenarten und Vegetationskomplexe bis in den Nationalpark, während in den kühleren Plateaulagen und auf absonnigen Hängen mitteleuropäische Vegetationstypen dominieren (GRULICH 1997; CHYTRY et al. 1999; CHYTRY & VICHEREK 2000; WRBKA et al. 2001a).

Die Thaya bildet mit ihren ausgeprägten Talmäandern und den angrenzenden naturnahen bewaldeten Einhängen und Sonderstandorten (Felswände, Trockenrasen) das dominierende Verbindungselement des Nationalparks Thayatal. Nach WIMMER & MOOG (1994) wird der Thaya im Untersuchungsgebiet die Flussordnungszahl 6 zugeordnet. Dies weist sie als einen mäßig großen Fluss aus.

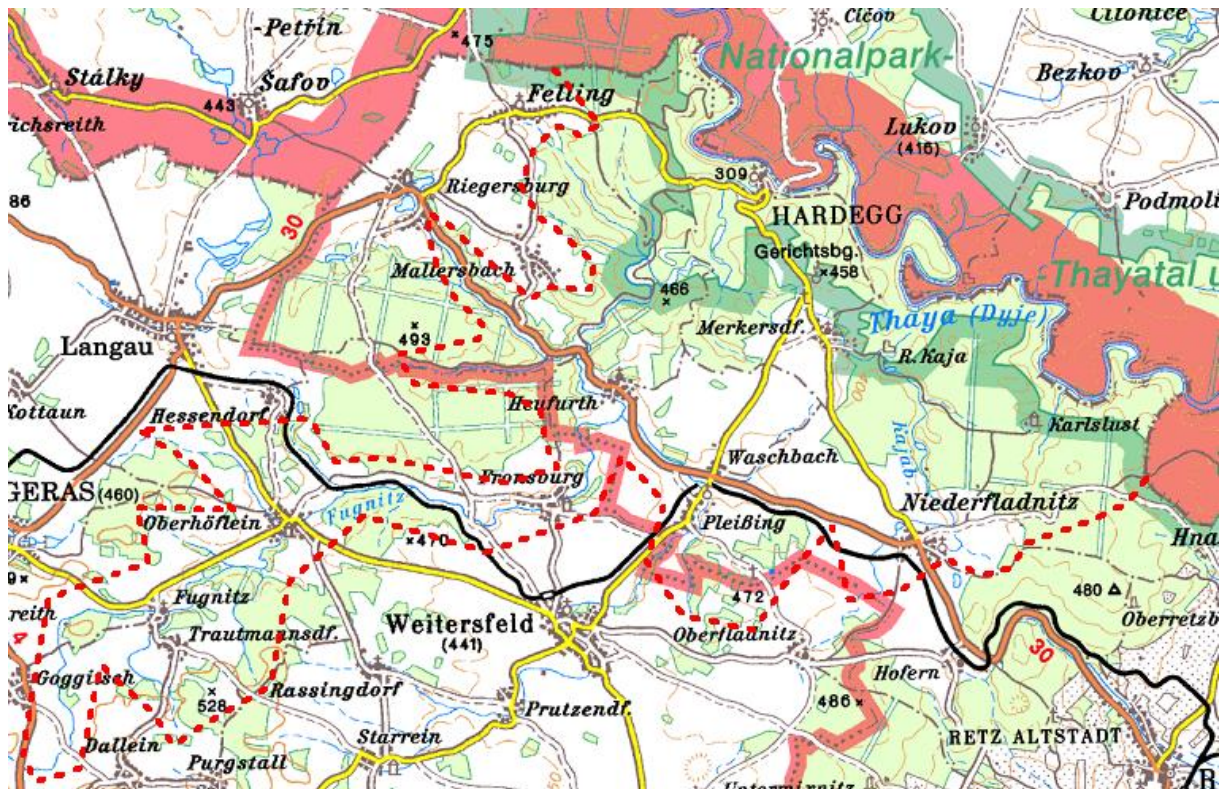


Abbildung 1: Lage und Grenzen des Untersuchungsgebietes. Das durch die strichlierte rote Linie und die Staatsgrenze abgegrenzte Untersuchungsgebiet umfaßt den Nationalpark Thayatal und das angrenzende, nach der FFH-Richtlinie nominierte Gebiet „Thayatal bei Hardegg“ sowie den Oberlauf der Fugnitz und die in die Untersuchung einbezogenen Flächen am Pleißingbach. Kartengrundlage: ÖK 1:200.000

Sind die Thaya und ihre Uferzonen morphologisch im Nationalparkbereich zwar nur wenig durch einzelne niedrige und teilweise verfallende Wehre beeinflusst, so ist doch die Hydrologie der Thaya durch das tschechische Oberliegerkraftwerk bei Vranov (Frain) stark verändert. Das Kraftwerk erzeugt Spitzenstrom, so dass im Schwallbetrieb die Abflussmengen zwischen  $1 \text{ m}^3/\text{sec.}$  und  $30\text{-}40 \text{ m}^3/\text{sec.}$  schwanken (ANONYMUS 2001).



## 4 METHODIK

### 4.1 Taxonomie und Nomenklatur

Die Taxonomie und Nomenklatur der deutschen und wissenschaftlichen Namen folgen der Exkursionsflora von Österreich (FISCHER et al. 2008). Die Syntaxonomie der Pflanzengesellschaften richtet sich nach den Pflanzengesellschaften Österreichs (GRABHERR & ELLMAUER 1993; GRABHERR & MUCINA 1993; MUCINA et al. 1993).

### 4.2 Freilandhebungen

Die Erhebung der Geländedaten erfolgte in der Vegetationsperiode 2010. Die eigentliche Datenerhebung erfolgte abgestimmt mit der Phänologie der Untersuchungsarten in den Hochsommermonaten (Juli und August). Als Hauptuntersuchungsarten wurden folgende Arten gemäß Ausschreibung bearbeitet:

- *Fallopia x bohemica* (Bastard-Staudenknöterich)
- *Impatiens glandulifera* (Drüsiges Springkraut)
- *Robinia pseudacacia* (Robinie)

Anzumerken ist, dass die 2001 kartierten Vorkommen des Staudenknöterichs als Bestände von *F. japonica* erfasst wurden (Essl & Hauser 2001). Im Zuge der Kartierung im Jahr 2010 hat sich jedoch gezeigt, dass es sich bei den Beständen im Untersuchungsgebiet um die oft verkannte Hybride *F. x bohemica* handelt.

Wurden Vorkommen weiterer potenziell invasiver Neophyten im Nationalpark Thayatal aufgefunden, so wurden diese in einer Kurzdarstellung (Populationsgröße, besiedelte Vegetationstypen) erfasst. Es sind dies folgende Nebenuntersuchungsarten:

- *Ailanthus altissima* (Götterbaum)
- *Buddleja davidii* (Sommerflieder)
- *Cotoneaster divaricatus* (Sparrige Steinmispel)
- *Cotoneaster horizontalis* (Fächer-Steinmispel)
- *Galeobdolon argentatum* (Silber-Goldnessel)
- *Helianthus tuberosus* (Topinambur)
- *Juglans regia* (Walnuss)
- *Mahonia aquifolium* (Gewöhnlich-Mahonie)
- *Parthenocissus inserta* (Gewöhnliche Jungfernebe)
- *Rudbeckia laciniata* (Schlitzblatt-Sonnenhut)
- *Solidago canadensis* (Kanadische Goldrute)
- *Solidago gigantea* (Späte Goldrute)
- *Syringa vulgaris* (Gemeiner Flieder)

Als Grundlage für die Freilandhebungen dienten die Daten der Kartierung aus dem Jahr 2001. Anhand dieser wurden die bekannten Bestände erneut erhoben. Zusätzlich wurden Bereiche, wo ergänzende Vorkommen zu vermuten waren, gezielt aufgesucht. Dies waren das Einzugsgebiet des Kajabaches, das Umfeld der Feste Kaja und die Umgebung von Hardegg sowie das Einzugsgebiet der Fugnitz.

Die im Freiland erhobenen Neophyten-Vorkommen wurden innerhalb des FFH-Gebiets „Thayatal bei Hardegg“ kartographisch auf Luftbildern im Maßstab 1:10.000 abgegrenzt. Die Bestände im Einzugsgebiet der Fugnitz wurden mittels ÖK50 kartiert. Alle Aufnahmen wurden nummeriert und mit eigens angefertigten Erhebungsbögen (vgl. Anhang 1) erfasst.

Zur Dokumentation der Bestandesgröße und -dichte der einzelnen Vorkommen wurden Daten zur Bestandesgröße (0-10 m<sup>2</sup>; 10-100 m<sup>2</sup>; 100-1.000 m<sup>2</sup>; 1.000-10.000 m<sup>2</sup>; <10.000 m<sup>2</sup>) und Bestandsdichte nach BRAUN-BLANQUET (1964) erhoben: Vorkommen eines Individuums –(r), Vorkommen bis zu 5 Individuen, Deckung unter 1 % - (+), Bestand wenig dicht – Deckung < 5 % (1); Bestand mäßig dicht – Deckung 5-25 % (2); Bestand dicht – Deckung 25-50 % (3); Bestand sehr dicht – Deckung 50-75% (4), Bestand mit Deckungsgrad über 75 % (5). Die Bestandsentwicklung der Bestände wurde eingestuft (unbekannt, sich ausbreitend, sich verkleinernd, stabil).

Zur Erfassung der von den Untersuchungsarten besiedelten Vegetationstypen wurden 2001 19, 2010 30 Vegetationsaufnahmen erstellt. Diese Flächen wurden erneut aufgesucht, mittels GPS verortet und die Vegetationsaufnahmen wiederholt. Diese pflanzensoziologischen Vegetationsaufnahmen wurden, wie 2001 ebenfalls nach der gebräuchlichen Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) erhoben.

Als Grundlage für ein Monitoring von Managementmaßnahmen wurden 2001 20 Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet und anhand eines Erhebungsbogens beschrieben (Anhang 2). Für jede der Hauptuntersuchungsarten wurde eine repräsentative Anzahl an Dauerbeobachtungsflächen angestrebt. Insgesamt wurden 20 Dauerquadrate eingerichtet: 8 Dauerquadrate liegen in Robinienbeständen, 8 Dauerquadrate in Beständen des Drüsigen Springkrautes und 4 Dauerquadrate in Beständen des Staudenknöterichs.

Die Dauerquadrate sind einheitlich große, 2001 mit Moniereisen verortete und zu markanten Punkten eingemessene Quadrate mit einer Kantenlänge von 3 x 3 m. In jedem Dauerquadrat wurde neben allgemeinen Daten (Erhebungsdatum, verbale Flächenbeschreibung, Verortung, etc.) die Deckung aller vorkommenden Gefäßpflanzenarten getrennt nach Schichten in Prozent geschätzt (vgl. Anhang 4).

Diese Dauerquadrate wurden 2010 gezielt wieder aufgesucht und mittels GPS neu verortet. Da die Moniereisen oftmals nicht mehr vorhanden waren, wurden die Quadrate möglichst genau nach Orts- und Standortsbeschreibung sowie der Verortung auf den Orthofotos aus 2001 festgelegt.

Unsicherheiten der genauen Lage der Dauerquadrate ergaben sich bei vier der 20 Dauerquadrate (H1-1, H1-2, E7-1, E5-3), da die verbale Beschreibung alleine nicht ausreichte um die genaue Lage zu verifizieren. Diese lagen alle innerhalb ehemaliger Bestände von *Impatiens glandulifera* und wurden bestmöglich neu verortet.

### 4.3 Datenauswertung und Darstellung

Die im Freiland innerhalb und im Nahbereich des Nationalparks Thayatal auf Luftbildern, an der Fugnitz auf einer ÖK50 abgegrenzten Neophytenbestände wurden digitalisiert. Die Verbreitungskarten der Neophyten wurden mit Hilfe eines geographischen Informationssystems (GIS) erstellt und verwaltet (ArcMap) und sind im vorliegenden Bericht enthalten. Neben einer Überblickskarte handelt es sich um 17 Verbreitungskarten (Anhang 8). Die im weiteren Umfeld des Nationalparks aufgenommenen Neophytenbestände wurden auf einer Übersichtskarte (Basis: ÖK 1:50.000) dargestellt, die im Anhang 9 enthalten ist.

Zur Verwaltung der nicht-graphischen Daten wurde die bestehende ACCESS-Applikation erweitert, und die erhobenen Daten (Erhebungsbogen, Dauerquadrate, Vegetationsaufnahmen) ebenda abgelegt. Diese Datenbank mit der Bezeichnung „neothaya\_format2010“ wird dem Auftraggeber über den Auftrag hinausgehend zur Verfügung gestellt. Die Rohdaten des Jahres 2001 sind ebenfalls in dieser Datenbank enthalten. Die Rohdaten des Jahres 2010 sind im Anhang 4 enthalten.

Die Zuordnung der Vegetationsaufnahmen erfolgte anhand der Pflanzengesellschaften Österreichs (GRABHERR & ELLMAUER 1993; GRABHERR & MUCINA 1993; MUCINA & al. 1993). Ergänzend wurden die Pflanzengesellschaften Süddeutschlands (OBERDORFER 1992a, 1992b, 1993a, 1993b) und regionale vegetationskundliche Bearbeitungen des Nationalparks Thayatal (CHYTRY & VICHEREK 2000; WRBKA et al. 2001a, 2001b) herangezogen.

Die Evaluierung der Managementmaßnahmen beruht auf Daten aus den Jahren 2001, 2008, 2009 und 2010. Die Daten von 2001 stellen eine Gesamtkostenaufstellung dar, wobei eine Zuordnung des Aufwands zu den einzelnen Arten nicht gegeben ist. Zwischen 2002 und 2007 existieren, den Zeit- und Kostenaufwand betreffend, keine Daten. Die Datenlage von 2008 bis 2010 ist demgegenüber gut, da genauere Aufzeichnungen über Kosten- und Zeitaufwand sowie den genauen Zeitpunkt des Managements der drei Hauptuntersuchungsarten vorhanden sind.

Ausgehend vom vorhandenen Datenmaterial wurde die gesamte Stunden- und Kostenentwicklung zwischen 2002 und 2007 interpoliert, der Aufwand je Art musste zusätzlich auch für das Jahr 2001 interpoliert werden (siehe Tabelle 1, Tabelle 2). Die Daten wurden anschließend in zwei Fünfjahresperioden unterteilt und verglichen. Bei der Interpolation wurde von einer kontinuierlichen Änderung in den Jahren 2002 – 2007 hin zum Aufwand in den Jahren 2008 – 2010 ausgegangen. Ebenso wurde davon ausgegangen, dass sich die Verteilung des Aufwandes je Art nicht geändert hat.

Die naturschutzfachliche Beurteilung der untersuchten Neophyten erfolgt einzelart- und vorkommensbezogen für das Gebiet des Nationalparks Thayatal. Folgende Themen wurden dabei besonders berücksichtigt:

- Häufigkeit des Neophyten im Gebiet und seine Verteilung auf naturschutzfachlich hochwertige Lebensräume
- Bestandesentwicklung im Gebiet
- Beurteilung der Art vor einem österreichweiten Hintergrund

Im Managementprogramm wurden folgende Inhalte festgehalten:

- Erweiterung der 2001 festgelegten Schwerpunktgebiete zur Bekämpfung der Neophyten (falls nötig).
- Auswertung der Literatur zu Bekämpfungsmöglichkeiten und -erfahrungen sowie zur Effizienz von Bekämpfungsmaßnahmen der ausgewählten Neophyten, wobei die bisherigen Maßnahmen berücksichtigt und im gegebenen Falle abgeändert beziehungsweise erweitert wurden.
- Festlegung der im Nationalpark Thayatal unter den herrschenden Rahmenbedingungen sinnvollen, möglichen und effizienten weiteren Bekämpfungsmaßnahmen.

## 5 DEFINITIONEN

Die Erklärungen wichtiger Begriffe im Zusammenhang mit Neophyten orientieren sich an den in der Botanik und in der Naturschutzforschung bewährten und anerkannten Definitionen, die auf THELLUNG (1918) zurückgehen und später wiederholt modifiziert und verfeinert wurden.

Als "Neophyten" werden Pflanzenarten verstanden,

**die in einem bestimmten Gebiet (Österreich) nicht einheimisch sind und die erst nach 1492 unter direkter oder indirekter Mithilfe des Menschen in dieses Gebiet (Österreich) gelangt sind und hier wild leben oder gelebt haben**

(ergänzt nach ESSL & RABITSCH 2002).

Mit dem Jahr 1492 wird eine zeitliche Grenze festgelegt. Anthropogene Veränderungen der heimischen Flora gehen aber bereits bis auf neolithische Aktivitäten zurück. Das Ausmaß der Veränderung hat jedoch mit dem transkontinentalen Waren- und Personenverkehr eine völlig neue Größenordnung bekommen und läßt sich nur schwer mit den früheren Aktivitäten vergleichen. Der Zeitpunkt 1492 markiert symbolisch die seit der Entdeckung Amerikas verstärkten Fernhandelsbeziehungen, durch die die Anzahl absichtlich oder unabsichtlich transportierter Pflanzen sehr stark anstieg.

Neben der direkten Mitwirkung des Menschen durch Einbürgerung bzw. Einschleppung sind auch die indirekten Folgen menschlicher Aktivitäten zu berücksichtigen: Die Schaffung neuer Verbindungswege und die Veränderung ganzer Ökosysteme (z.B. durch Eutrophierung) können Ausgangspunkt für die Ausbreitung von Neobiota sein. Eine indirekte anthropogene Beteiligung an der Ausbreitung von Tieren und Pflanzen ist jedoch oft schwierig mit Sicherheit nachzuweisen.

Neophyten lassen sich weiters nach dem **Grad der Naturalisation** einteilen:

**Agriophyten** sind in einem bestimmten Gebiet in der naturnahen Vegetation etabliert<sup>1</sup>, fehlen aber in der ursprünglichen Vegetation. Sie sind erst mit Hilfe des Menschen eingewandert, sind heute aber in natürlichen bzw. naturnahen Pflanzengesellschaften konkurrenzfähig und würden sich auch ohne menschlichen Einfluss als fester Bestandteil der Flora halten.

**Apophyten** sind in einem bestimmten Gebiet einheimisch, besiedeln aber neben ihren ursprünglichen Standorten auch vom Menschen geschaffene Standorte.

**Epökophyten** sind in einem bestimmten Gebiet in der vom Menschen beeinflussten und geprägten Vegetation etabliert. Ohne menschliche Tätigkeit würden sie ihre Standorte verlieren und wieder verschwinden.

**Ephemerophyten** kommen in einem bestimmten Gebiet wild wachsend vor, können aber keine beständigen Vorkommen etablieren und sind auf menschliche Einflussnahme angewiesen (z.B. permanenter Diasporennachschub). Sie treten nur unbeständig auf und können keine dauerhaften Populationen aufbauen.

**Ergasiophyten** kommen in einem bestimmten Gebiet nur kultiviert vor, besitzen also keine Wildvorkommen.

---

<sup>1</sup> Voraussetzung für die Einschätzung einer Art als etabliert ist der Nachweis von mindestens zwei bzw. drei Generationen über einen Zeitraum von mindestens 25 Jahren (KOWARIK 1991, 1992).

Naturschutzfachlich besonders relevant sind Agriophyten, da nur diese Arten sich dauerhaft in naturnahen Biotoptypen zu etablieren vermögen. Alle in dieser Studie behandelten Neophyten verhalten sich im Nationalpark Thayatal und in dessen Umgebung als Agriophyten.

## 6 UNTERSUCHTE ARTEN

### 6.1 *Fallopia x bohemica* (Bastard-Staudenknöterich)

**Ursprüngliche Verbreitung:** *F. x bohemica* ist eine Hybride zwischen den beiden Elternarten *F. sachalinensis* und *F. japonica*. Das natürliche Areal von *Fallopia japonica* umfaßt Japan, China und Korea (JÄGER 1995). *F. sachalinensis* schließt daran nördlich an (Süd-Sachalin, Nord-japan) (Jäger 1995). Die Hybride *F. x bohemica* ist erst in Mitteleuropa entstanden, aus dem Heimatareal ist die Art nicht bekannt (Floraweb 2011).

**Zeitpunkt der Ankunft und Ausbreitungsgeschichte:** Die beiden Elternarten wurden im 19. Jahrhundert als Zier- und Viehfutterpflanzen nach Mitteleuropa eingeführt (LUDWIG et al. 2000). *Fallopia japonica* wurde nach ihrer Einfuhr in Holland (1823) häufig in Parks und Gärten gepflanzt. Oftmals wurde die Art aufgrund ihres konkurrenzstarken, verdrängenden Wuchses von den Besitzern bald wieder entfernt, so dass Rhizombruchstücke auf diesem Weg auf Abfallhaufen etc. gelangten (JÄGER 1995). Die Verbreitung erfolgt primär vegetativ, v.a. über die Verschleppung von Wurzelstücken durch Hochwässer, Aushub oder Gartenabfälle. Staudenknöterichklone können sich über Rhizome horizontal um etwa 0,5 bis 1,0 m pro Jahr ausbreiten (KRETZ 1995), so dass rasch dichte Bestände entstehen. Die sexuelle Verbreitung spielt eine untergeordnete Rolle, da der Japanische Staudenknöterich zweihäusig ist und es daher meist zur Ausbildung großer, eingeschlechtlicher Bestände kommt (LUDWIG et al. 2000). Schon in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts wird *Fallopia japonica* in Mitteleuropa regelmäßig als verwildert angegeben, seit den 1950er Jahren hat die Fundortsdichte stark zugenommen (vgl. JÄGER 1995). *F. sachalinensis* wurde in den 1860er Jahren nach Europa eingeführt, erste Verwildierungen in Europa wurden Ende des 19. Jahrhunderts registriert. Auch der Sachalin-Staudenknöterich hat sich in den letzten Jahrzehnten in Mitteleuropa deutlich ausgebreitet, allerdings ist die Art in Österreich noch relativ selten (Melzer 1996, Walter et al. 2002). Die Hybride ist erst in Mitteleuropa entstanden und 1983 von Chrtek und Chrtková beschrieben (Floraweb 2011)

**Aktuelle Verbreitung in Österreich:** *Fallopia x bohemica* kommt in nahezu allen Bundesländern Österreichs von der collinen bis untermontanen Stufe vor und ist zerstreut bis selten zu finden. Sein Vorkommen ist regional jedoch sogar als häufig einzustufen, da die Art oftmals übersehen bzw. verkannt wurde (FISCHER et al. 2008).

**Lebensräume:** Der Verbreitungsschwerpunkt der Art liegt wie bei den Elternarten an Ufern, in lichten feuchten Auwäldern und in feuchten Hochstaudenfluren. Seltener kommen sie an frischen bis feuchten Ruderalstellen vor.

**Naturschutzprobleme:** Hat sich der Bastard-Staudenknöterich oder eine der beiden Elternarten an einem Standort etabliert, so werden dank vegetativer Vermehrung durch unterirdische, nach allen Seiten jährlich um bis zu einem Meter vordringende Ausläufer bald ansehnliche Polykormone aufgebaut. Der starke Schattenwurf des geschlossenen Blätterdaches bewirkt, dass alle anderen krautigen Arten aufgrund von Lichtmangel absterben oder sehr stark kümmern. Einzig Frühlingsgeophyten (z.B. *Ranunculus ficaria*) und vereinzelt Therophyten (z.B. *Veronica sublobata*) können die Zeit bis zum Aufbau des beschattenden Blätterdaches nützen. Gehölz- oder Hochstaudenverjüngung findet in dichten Beständen der Staudenknöteriche nicht statt. Die

Staudenknötericharten führen in Deutschland bei massivem Vorkommen zu Uferschutzproblemen, da die feinwurzelarmen Reinbestände v.a. im Winterhalbjahr einen nur ungenügenden Erosionsschutz bieten (WALSER 1995).

**Bekämpfungsmöglichkeiten:** Eine erfolgreiche Bekämpfung etablierter Staudenknöterichbestände ist sehr aufwändig. Wie mehrere Untersuchungen in Deutschland zeigten, gelingt es mit einer mehrmaligen Mahd (eventuell in Kombination mit Beweidung), Staudenknöterichbestände in ihrer Vitalität zu schwächen. Das Mähgut muß sorgfältig entfernt werden, weil sich sonst herumliegende Sproßabschnitte bei feuchter Witterung wieder bewurzeln können (KONOLD et al. 1995). Als besonders effizient und als eine meist vergleichsweise kostengünstige Variante ist eine Schafbeweidung einzustufen (KRETZ 1995).

Eine letale Schädigung ist durch Mahd alleine aber nicht möglich, da die beiden Staudenknötericharten als Rhizomgeophyten hohe Nährstoffreserven besitzen. Eine möglichst vollständige Beseitigung kann über die Pflanzung beschattender Gehölze in mittels vorangegangener Mahd geschwächten Beständen erfolgen (KONOLD et al. 1995). Allerdings müssen die Gehölze in den ersten Jahren regelmäßig freigeschnitten werden (KRETZ 1995). Gezielte Herbizidinjektionen (Wachstumregulatoren) in Staudenknöterichpflanzen stellen bei kleinen Beständen eine erfolgversprechende Bekämpfungsalternative dar (HAGEMANN 1995). Eine weitere Bekämpfungsmöglichkeit besteht im Abgraben der befallenen Flächen und dem maschinellen Sieben des Erdreichs, so dass die Staudenknöterichrhizome entfernt werden (WALSER 1995). Diese sehr aufwändige und teure Prozedur stellt einen massiven Eingriff dar und ist an naturnahen Standorten folglich nicht einzusetzen.

**Spezielle Literatur:** STROBL (1987), JÄGER (1995), SUKOPP (1995), HAGEMANN (1995), KONOLD et al. (1995), KRETZ (1995), WALSER (1995), LUDWIG et al. (2000)

## 6.2 *Impatiens glandulifera* (Drüsiges Springkraut)

**Ursprüngliche Verbreitung:** Westlicher Himalaya in Höhenlagen zwischen 2.000 und 3.200 m Seehöhe, dort in frischen bis feuchten Bachtälern wachsend.

**Zeitpunkt der Ankunft und Ausbreitungsgeschichte:** Im Jahr 1839 wurden erstmals Samen des Drüsigen Springkrauts nach Europa (England) importiert, erste eingebürgerte Vorkommen traten in den 1850er Jahren in England auf. In den 1880er und 1890er Jahren wurden die ersten Verwilderungen auf dem europäischen Kontinent in Frankreich und der deutschen bzw. holländischen Nordseeküste festgestellt. Die Art wurde ab der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts in Österreich in Gärten wegen ihrer attraktiven Blüten kultiviert. Erste Fundorte von Verwilderungen des Drüsigen Springkrauts stammen aus Niederösterreich und Kärnten. Die Art wurde am Weidlingbach nahe Wien 1898 erstmals festgestellt, ein Beleg vom "Seltchacher Bach nächst dem Schloße in Arnoldstein" existiert aus dem Jahr 1899 (DRESCHER & PROTS 1996). HEGI (1925) führt das Drüsige Springkraut noch nicht für Österreich an und schreibt: "Verwilderungen werden neuerdings [aus Mitteleuropa] wiederholt gemeldet, Einbürgerungen hingegen scheinen sehr selten zu sein, da die Samen meist nicht recht ausreifen". Nach JANCHEN (1956-60) kam die Art in Ostösterreich Mitte des 20. Jahrhunderts schon "vom Tiefland bis in die untere Voralpenstufe zerstreut, stellenweise



häufig [vor]". Die ersten Nachweise aus Oberösterreich stammen aus der Linzer Umgebung aus der Zeit um 1950 (PILS 1984). Zu Beginn der 1970er Jahre wurde das Drüsige Springkraut regional, wie z.B. an der Leitha (HOLZNER 1971), schon massenhaft aufgefunden. Eine weitere starke Ausbreitung erfolgte in den letzten Jahrzehnten.

**Aktuelle Verbreitung in Österreich:** Häufig bis sehr häufig von der collinen bis untermontanen Stufe, in lichten, feuchten und gut nährstoffversorgten Fluss- und Bachauen oftmals Massenbestände bildend. Mit zunehmender Höhe wird die Art seltener, etwa bei 1.000 m Seehöhe erreicht sie die Verbreitungsobergrenze, da das Drüsige Springkraut fünf frostfreie Monate zum Abschluß ihres Lebenszyklus benötigt (DRESCHER & PROTS 1996).

**Lebensräume:** Der Verbreitungsschwerpunkt mit oftmaliger Massenentwicklung liegt in feuchten Auwäldern, weiters kommt das Drüsige Springkraut in feuchten Hochstaudenfluren und feuchten Ruderalstellen vor. Der enorm hohe Wasserbedarf dieser Art wirkt an trockeneren Standorten für das Vorkommen limitierend, an voll besonnten Standorten kann sie nur dort gedeihen, wo die Wasserversorgung permanent gut ist (SCHULDES 1995). In Beständen der Klasse Galio-Urticetea ist das Drüsige Springkraut wesentlich am Aufbau neophytendominierter, artenarmer Bestände beteiligt, die teilweise einer eigenen Pflanzengesellschaft zuzuordnen sind (Impatienti-Solidaginetum – DRESCHER & PROTS 1996). HOLZNER (1978) stellt die Entstehung der Springkrautfluren aus Beständen des Cuscuto-Convolutum oder Urtico-Aegopodietum dar.

**Naturschutzprobleme:** An optimalen Standorten baut das Drüsige Springkraut trotz seines annualen Entwicklungsrhythmus hochwüchsige (bis etwa 2,5 m!) und dicht schließende Dominanzbestände auf. Da es überwiegend auf naturnahen Standorten (Auwäldern, feuchte Hochstaudenfluren) vorkommt, stellt das Drüsige Springkraut eine starke Konkurrenz zur autochthonen Flora dieser Biotoptypen dar. SUKOPP (1995) betont hingegen die jährlich stark schwankenden Bestandesdichten, und vertritt die Ansicht, dass die Art zwar Mitbewerber bedrängen kann, dass es jedoch dennoch zu keinen stärkeren Vegetationsveränderungen kommt. Aber auch er stellt Veränderungen in den Abundanzen der Begleitarten – v.a. in Bidention-Gesellschaften am Rhein – fest. Dies drückt sich in einer teilweisen Verdrängung einheimischer Arten von Schleiergesellschaften aus. Vom Drüsigen Springkraut dominierte Bestände weichen zudem strukturell wesentlich von den ursprünglichen Beständen ab, mit möglichen Konsequenzen für Tierarten, die entsprechende Habitatstrukturen benötigen.

**Bekämpfungsmöglichkeiten:** Erfolgversprechende Bekämpfungsmaßnahmen müssen ein vollständiges Verhindern der Samenbildung zum Ziel haben. Dies kann durch Mahd oder Häckseln erzielt werden. Entscheidend ist die Wahl des richtigen Mähzeitpunktes, dieser liegt zu Beginn der Blütezeit. Wählt man einen zu frühen Zeitpunkt, so können neue Pflanzen nachkeimen oder kleine Pflanzen werden nicht erfaßt. Zu hoch geschnittene Pflanzen können neue Triebe bilden. Wie Erfahrungen aus Deutschland zeigen, geht bei fehlender Samenzufuhr das Drüsige Springkraut innerhalb weniger Jahre stark zurück (SCHULDES 1995). Eine großflächige Bekämpfung der Art ist aufgrund der weiten Verbreitung aber nicht möglich.

**Spezielle Literatur:** HOLZNER (1971, 1978), STROBL (1982, 1984), PILS (1984), SUKOPP (1995), SCHMITZ (1995), SCHULDES (1995), DRESCHER & PROTS (1996)

### 6.3 *Robinia pseudacacia* (Robinie)

**Ursprüngliche Verbreitung:** Osten der USA zwischen dem 32. und 41. Breitengrad (Appalachen und Red River-Gebiet) (LUDWIG et al. 2000, KIRCHMEIR et al. 2001)

**Zeitpunkt der Ankunft und Ausbreitungsgeschichte:** Die Robinie wurde erstmals um 1630 nach Europa eingeführt (Frankreich), um 1670 erstmals in Deutschland angepflanzt und seit etwa 1750 großflächig in Mitteleuropa kultiviert (Ödlandaufforstung, Bienenweidepflanze, Rebpfähle für Weinbau, Windschutzstreifen). In den Tieflagen Österreichs erfolgte seither eine starke Ausbreitung, die immer noch anhält.

**Aktuelle Verbreitung in Österreich:** Die Robinie kommt in allen Bundesländern von der collinen bis untermontanen Höhenstufe vor. Besonders im pannonischen Raum ist sie sehr häufig (FISCHER et al. 1994), bestandsbildend und immer noch in Ausbreitung begriffen. In den Alpen mit Ausnahme des Alpenostrandes und tiefer gelegener Täler, in höheren Lagen des Nördlichen Alpenvorlandes und in mittleren bis höheren Lagen der Böhmisches Masse ist sie selten bis fehlend. Die Robinie ist die häufigste neophytische Gehölzart Österreichs und stellt immerhin 0,2 % des österreichischen Holzvorrats (KIRCHMEIR et al. 2001).

**Lebensräume:** Die Robinie ist im warm-trockenen Klima Ostösterreichs in einer größeren Anzahl von Lebensräumen konkurrenzstark: trockene Wälder (vom Flaumeichenbuschwald bis zu Hartholzauen), Waldränder, Feldgehölze, Windschutzanlagen. Die Robinie ist sehr trockenheitsresistent und breitet sich daher oft auch in Trockenrasen aus. Zusätzlich wird sie noch immer häufig gepflanzt. Da die Robinie durch Stickstoffakkumulation standortsverändernd wirkt, kommt es zur Ausbildung eines eigenen, artenarmen Vegetationstyps (*Sambucus nigra-Robinia pseudacacia*-Gesellschaft), in dessen Unterwuchs Ruderalarten und Nährstoffzeiger dominieren (KLAUCK 1986, 1988, GRABHERR & MUCINA 1993).

**Naturschutzprobleme:** Die Robinie ist aus Naturschutzsicht vermutlich der problematischste Neophyt in Österreich, v.a. im pannonischen Raum. Dies hat mehrere Gründe: Die Robinie hat massive Auswirkungen auf die Zusammensetzung der einheimische Vegetation und ist zudem nur sehr schwierig und aufwändig zu bekämpfen und zurückzudrängen. Die starke Stickstoffanreicherung im Boden (Knöllchenbakterien) führt rasch zum völligen Bestandesumbau unter Ausfall konkurrenzschwächerer Arten, die Artenzahl der Begleitvegetation sinkt dramatisch ab. Die ausgeprägte vegetative Vermehrung ermöglicht den effizienten Aufbau von Dominanzbeständen und durch Wurzelschösslinge das sukzessive Eindringen in angrenzende Flächen, wie z.B. Trockenrasen. Zusätzlich ermöglicht die hohe Trockenresistenz der Robinie ein Eindringen auch an Extremstandorte (WESTHUS 1981, KOWARIK 1995). Gleichzeitig ist eine Bekämpfung größerer Bestände sehr arbeits- und zeitaufwändig, die Beseitigung der hohen Nährstoffkonzentrationen ist auf absehbare Zeit meist unmöglich. Zudem befindet sich die Robinie nach wie vor in Ausbreitung.

**Bekämpfungsmöglichkeiten:** Arbeits- und zeitaufwändig. Ist die lichtbedürftige Robinie in einem Waldbestand mit nur geringerer Häufigkeit vertreten, so führt eine selektive Entfernung (am besten ist Ringeln des Stammes im Sommer) und Belassen der restlichen Gehölze am schnellsten zum Erfolg, da es dann zum Ausdunkeln der Wurzeltriebe durch die verbliebene Baumschicht kommt. Wichtig ist ein über mehrere Jahre wiederholtes Ausschneiden der Wurzeltriebe.

Schwierig bekämpfbar sind größere Reinbestände. Noch am erfolgversprechendsten erscheint sommerliches Ringeln auf  $\frac{9}{10}$  des Stammumfanges. Im nächsten Jahr ist das verbliebene Kambium zu entfernen. Mit dieser aufwändigen Methode wurden in Berlin gute Erfolge erzielt, da so die starke Wurzelsproßbildung unterblieb, die bei völliger Ringelung erfolgt (BÖCKER 1995).

Austreibende Wurzelsprosse müssen über mehrere Jahre während der Vegetationsperiode möglichst tief gekappt oder gehäckselt werden. Beim Nachlassen der Austriebskraft der Wurzelstöcke sind möglichst dicht schattende Baumarten zu pflanzen, einzelne austreibende Robinien sind weiterhin nachzuschneiden (Steiner mündl. Mitteilung).

Kontraproduktiv ist ein Fällen von Robinien ohne anschließende Bekämpfung der Wurzelschösslinge, da es durch die starke Wurzelsproßbildung in der Regel sogar zu einer unbeabsichtigten Vermehrung kommt. Die Ausschlagskraft der Robinie läßt erst im hohen Alter nach.

In Österreich wird die Robinie aus naturschutzfachlichen Gründen u.a. im Nationalpark Donauauen seit einigen Jahren durch Ringelung und Nachschneiden der Wurzelsprosse bekämpft. Es handelt sich überwiegend um Bestände, in denen die Robinie nur beigemischt vorkommt. Die Erfolgsquote der Maßnahmen ist unterschiedlich, in Summe aber zufriedenstellend (Fraissl mündl. Mitteilung).

**Spezielle Literatur:** WESTHUS (1981), KLAUCK (1986, 1988), BÖCKER (1995), KOWARIK (1995, 1996), LUDWIG et al. (2000), NEUHAUSER (2001)

## 6.4 Weitere Arten

### 6.4.1 *Ailanthus altissima* (Götterbaum)

**Ursprüngliche Verbreitung:** Süd- und Ostasien (China, eventuell Teile Koreas). Das Areal des Götterbaumes in Ostasien ist anthropogen vergrößert (KOWARIK & BÖCKER 1984).

**Zeitpunkt der Ankunft und Ausbreitungsgeschichte:** Nach LUDWIG et al. (2000) wurde der Götterbaum 1571 erstmals in Europa angepflanzt, nach anderen Autoren (KOWARIK & BÖCKER 1984, KOWARIK 1992) wurde er erst in den 1740er Jahren nach Europa gebracht. Seit etwa 1850 wurde der Götterbaum in Österreich als Zier- und Forstbaum kultiviert (ADLER et al. 1994). In der älteren floristischen Literatur beziehen sich Angaben über Verwilderungen meist auf einzelne spontan aufgekommene Pflanzen im Nahbereich des Wuchsortes kultivierter Bäume. Ein Mangel an geeigneten Standorten in den dicht verbauten Stadtkernen und die intensive Pflege der Grünanlagen verhinderte die weitere Ausbreitung (KOWARIK & BÖCKER 1984). Die massive Ausbreitung in Mitteleuropa erfolgte erst nach dem 2. Weltkrieg, als sich der Götterbaum vielerorts auf den großen Brach- und Trümmerschuttflächen der zerbombten Städte etablieren konnte. In Wien war der Götterbaum aber bereits in den 1930er Jahren eine Charakterart der östlichen und südlichen Stadtbezirke, die stärkste Ausbreitung erfolgte jedoch auch in Wien erst auf den Trümmerschuttflächen nach 1945 (KOWARIK & BÖCKER 1984; FORSTNER & HÜBL 1971).

**Aktuelle Verbreitung in Österreich:** In warmen Gebieten Österreichs, v.a. im pannonischen Raum, häufig verwildert und oft eingebürgert. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt in Städten (Wien, Linz,

Graz – MAURER 1996), im Pannonikum wächst der Götterbaum aber auch häufig im Freiland (vgl. UDVARY 1999). Collin bis submontan.

**Lebensräume:** Trockene und warme städtische Lebensräume (Pflasterritzen, Trümmerschutt, Ruinen, Ruderalstandorte), seltener in wärmeliebenden Wäldern, Gebüsch, Halbtrockenrasen und an Waldrändern. Der Götterbaum besiedelt sogar erfolgreich durchwegs intakte, massive Mauern (z.B. entlang der Vorortelinie in Wien), wo er in den Entwässerungslöchern wurzelt. Charakteristisch sind auch Fugenstandorte zwischen Gehweg und Gebäudemauern.

**Naturschutzprobleme:** Der Götterbaum ist an trocken-warmen Standorten sehr konkurrenzstark, da er schnellwüchsig ist, sich generativ reichlich vermehrt und durch wurzelbürtige Sprosse größere Bestände aufzubauen vermag (KOWARIK & BÖCKER 1984). Der Götterbaum baut bei dominantem Auftreten einen eigenen Vegetationstyp (*Ailanthus altissima*-Gesellschaft) auf ruderalen Standorten auf (MUCINA et al. 1993). In Städten ist das Vorkommen des Götterbaums, der auch Extremstandorte zu besiedeln vermag, für den Naturschutz wenig problematisch. Bedenklich ist, dass der Götterbaum v.a. durch vegetative Vermehrung auch in naturnahe Biotoptypen einzudringen vermag. Lokale, wenigstens teilweise Verdrängungen autochthoner Pflanzenarten durch Götterbaumbestände sind aus Ungarn dokumentiert (UDVARY 1999).

**Bekämpfungsmöglichkeiten:** Der Götterbaum wird u.a. im Nationalpark Donauauen aus Naturschutzgründen bekämpft. Neben kleinflächigen Kahlschlägen und einer nachfolgenden Aufforstung wird seit einigen Jahren die Ringelung der Bäume angewandt. Die Ringelung führt innerhalb von 2 bis 3 Jahren zum Absterben der Bäume, die Wurzelsproßbildung unterbleibt bei dieser Maßnahme weitgehend (Fraissl mündl. Mitteilung). Durch die ausgeprägte Fähigkeit zur Bildung wurzelbürtiger Sprosse ist eine Bekämpfung durch Kahlschläge nicht zu empfehlen (BOSSARD et al. 2000).

**Spezielle Literatur:** KOWARIK & BÖCKER (1984), UDVARY (1999), BOSSARD et al. (2000), LUDWIG et al. (2000)

#### 6.4.2 *Buddleja davidii* (Sommerflieder)

**Ursprüngliche Verbreitung:** Ostasien (China)

**Zeitpunkt der Ankunft und Ausbreitungsgeschichte:** *Buddleja davidii* wurde erstmals in den 1890er Jahren nach England und wenig später nach Mitteleuropa eingeführt. Die ersten Verwildierungen wurden in den 30er Jahren in England dokumentiert (vgl. Floraweb 2010). Nach dem zweiten Weltkrieg erfolgte die Hauptausbreitung in Mitteleuropa, wobei sie bis 1960 in Österreich noch selten verwildert (vgl. Essl & Walter 2005). Ab 1966 wurden erste Verwildierungen in Niederösterreich und Wien festgestellt. Sie tritt mittlerweile in Wien „häufig“ auf (Adler et al. 1994). In Oberösterreich ist die Art im Linzer Zentralraum ebenfalls vollständig eingebürgert (Hohla et al. 1998, 2000).

**Aktuelle Verbreitung in Österreich:** In allen Bundesländern Österreichs, kollin bis untermontan. Am häufigsten in den warmen Tieflagen Ostösterreichs und hier in Wien (Adler et al. 1994).

**Lebensräume:** Schottrige, offene Standorte tiefer Lagen, z.B. Schottergruben und-schüttungen, Kiesbänke, Bahngelände. Nach dem Sommerfleider ist eine eigene Pflanzengesellschaft benannt, die *Buddleja davidii*- (Lamio albi-Chenopodietalia)-Gesellschaft (Mucina et al. 1993).

**Naturschutzprobleme:** Der Sommerfleider tritt in warmen Lagen der Südalpen auf Schotterflächen der Flüsse massiv auf, es ist allerdings unklar ob und in wie weit er heimische Arten auf diesen Pionierstandorten verdrängt. In Österreich sind individuenreiche Vorkommen von *Buddleja davidii* noch eine Ausnahme (Essl & Walter 2005).

**Bekämpfungsmöglichkeiten:** Keine Erfahrungen bekannt, solange Nachweise für negative Auswirkungen fehlen, sollte *Buddleja* höchstens in begründeten Einzelfällen bekämpft werden (vgl. Floraweb 2010). Kleinere Bestände sind aber vermutlich durch mehrfaches ebenerdiges Abschneiden der Büsche relativ einfach bekämpfbar (Essl & Walter 2005).

**Spezielle Literatur:** Melzer (1984), Hohla et al. (1998), Ludwig et al. (2000), Hohla et al. (2000), Essl & Walter (2005)

#### **6.4.3 *Cotoneaster divaricatus* (Sparrige Steinmispel)**

**Ursprüngliche Verbreitung:** China

**Zeitpunkt der Ankunft und Ausbreitungsgeschichte:** Steinmispel-Arten werden seit geraumer Zeit aufgrund der Attraktivität der zahlreichen Früchte oft in Ziergärten angepflanzt.

**Aktuelle Verbreitung in Österreich:** Im Burgenland sowie in Vorarlberg fehlt die Art noch, in den übrigen Bundesländern kommt sie gelegentlich verwildert und zum Teil eingebürgert vor (Fischer et al. 2008).

**Lebensräume:** *C. divaricatus* besiedelt häufig trockene Standorte mit durchlässigen Böden wie lichte Wälder, Waldränder, Gebüsche oder Felsen, Staunässe meidet die Art.

**Naturschutzprobleme:** Die Art gilt als potenziell invasiv. Durch ihr großes Ausbreitungspotential sowie ihren bodenbedeckenden Habitus ist *C. divaricatus* ein zu beachtenden Neophyt. Wie auch *C. horizontalis* stellt sie außerdem eine Wirtspflanze des Feuerbrand dar.

**Bekämpfungsmöglichkeiten:** Siehe 6.4.4 *Cotoneaster horizontalis*

#### **6.4.4 *Cotoneaster horizontalis* (Fächer- Steinmispel)**

**Ursprüngliche Verbreitung:** China

**Zeitpunkt der Ankunft und Ausbreitungsgeschichte:** Siehe 6.4.3 *Cotoneaster divaricatus*

**Aktuelle Verbreitung in Österreich:** in wärmeren Lagen gelegentlich verwildert, zum Teil eingebürgert (Fischer et al. 2008)

**Lebensräume:** *C. horizontalis* besiedelt vorwiegend ruderaler Gebüsche und Wälder sowie Mauerritzen und Felsspalten.

**Naturschutzprobleme:** Bisher sind noch keine naturschutzfachlich problematischen Bestände bekannt.

**Bekämpfungsmöglichkeiten:** Die Art ist ohne Herbizidanwendung nur schwer zu bekämpfen, da Schneiden der Triebe zu neuerlichem Austreiben führt und über Jahre (mindestens zwei) kontrolliert und wiederholt werden muss. Eine in Belgien durchgeführte Bekämpfung schlägt ein Entfernen der Triebe zweimal im Jahr (Mai und August) mit ständigem Monitoring der Bestände vor. Das Management kann jederzeit – vor der Fruchtreife - begonnen werden (G. Frisson schriftl. Mitteilung).

#### 6.4.5 *Galeobdolon argentatum* (Silber-Goldnessel)

**Ursprüngliche Verbreitung:** unbekannt

**Aktuelle Verbreitung in Österreich:** *G. argentatum* ist in Österreich lokal in siedlungsnahen Wäldern etabliert, kommt jedoch in allen Bundesländern, mit Ausnahme von Vorarlberg, collin bis montan zerstreut vor (Fischer et al. 2008). Die Art ist in jüngerer Vergangenheit in deutlicher Ausbreitung.

**Lebensräume:** Die Silber-Goldnessel besiedelt meist als Folge von Verwilderung hauptsächlich Waldschläge, siedlungsnaher Gehölze und halbruderale Gebüsche (Fischer et al. 2008).

**Naturschutzprobleme:** Derzeit sind keine naturschutzfachlich problematischen Bestände bekannt.

**Bekämpfungsmöglichkeiten:** Bei kleinen Beständen ist ein manuelles Entfernen durch Ausreißen möglich, bei größeren Beständen ist eine Bekämpfung schwierig.

#### 6.4.6 *Helianthus tuberosus* (Topinambur)

**Ursprüngliche Verbreitung:** Die Lage und Ausdehnung des ursprünglichen Verbreitungsgebiets von Topinambur ist nicht genau geklärt (Essl & Walter 2005). Vermutlich umfasst es Teile von Mexiko oder das östliche Nordamerika. Als ehemalige Kulturpflanze der Indianer auch im zentralen Nordamerika vorkommend (Ludwig et al. 2000).

**Zeitpunkt der Ankunft und Ausbreitungsgeschichte:** Erstmals wurde die Topinambur 1607 als Stärkelieferant nach Frankreich eingeführt, etwas später (1626) wurde sie auch in Deutschland kultiviert. Die Verbreitung der Kartoffel als Stärkelieferant ließ sie allerdings rasch in den Hintergrund treten. Heutzutage wird sie hauptsächlich als Zierpflanze gepflanzt (Essl & Walter 2005). Verwilderungen größeren Ausmaßes erfolgen in Mitteleuropa seit 1930 (Ludwig et al. 2000)

**Aktuelle Verbreitung in Österreich:** Topinambur kommt in Österreich in allen Bundesländern zerstreut bis selten vor (Fischer et al. 2008). Regional kann sie allerdings auch Massenbestände bilden, wie von Pils (1999) für das untere Mühlviertel belegt wurde. In Salzburg steht ihre Einbürgerung noch am Beginn (Essl & Walter 2005).

**Lebensräume:** Verbreitungsschwerpunkte bieten feuchte uferbegleitende Hochstaudenfluren und lichte Auwälder, in Ruderalfluren ist Topinambur seltener aufzufinden (Fischer et al. 2008).

**Naturschutzprobleme:** Durch ihre Fähigkeit zur vegetativen Vermehrung kann die Topinambur hochwüchsige Dominanzbestände bilden, was zu einer ernst zu nehmenden Konkurrenz gegenüber

einheimischen Arten führt, wie von Sukopp & Sukopp (1994) anhand der Hochstaudenvegetation entlang von Flussufern belegt wurde (Essl & Walter 2005).

**Bekämpfungsmöglichkeiten:** Am erfolgreichsten erscheint nach Ludwig (2000) eine zweimalige Mahd, Ende Juni und Ende August, über mehrere Jahre hinweg. Eine Bekämpfung größerer Bestände ist allerdings sehr aufwändig und schwer durchführbar (Essl & Walter 2005).

**Spezielle Literatur:** Sukopp & Sukopp (1994), Wittmann & Pils (1997), Ludwig et al. (2000), Pils (1999), Essl & Walter (2005)

#### **6.4.7 *Heracleum mantegazzianum* (Riesen-Bärenklau)**

**Ursprüngliche Verbreitung:** Kaukasus

**Zeitpunkt der Ankunft und Ausbreitungsgeschichte:** Die Riesen-Bärenklau wurde vermutlich zwischen 1828 und 1893 zuerst nach Großbritannien als Zierpflanze eingeführt und wurde auch in anderen europäischen Ländern ab Mitte bis Ende des 19. Jahrhunderts häufiger angepflanzt. Zahlreiche Verwilderungen erfolgten ab Mitte des 20. Jahrhunderts, erheblich gefördert durch die aktive Ausbreitung durch z.B. Imker. War sie anfangs hauptsächlich an Flussufern vertreten ist sie heute auch außerhalb von Flussauen weit verbreitet und weiter in Ausbreitung begriffen (vgl. Essl & Walter 2005).

**Aktuelle Verbreitung in Österreich:** Die in Österreich als „potenziell invasiv“ geltende Art ist in allen Bundesländern eingebürgert. Collin bis untermontan ist sie zerstreut bis selten zu finden, ist jedoch in Ausbreitung begriffen (Fischer et al. 2008).

**Lebensräume:** *Heracleum mantegazzianum* ist besonders häufig an Flüssen und Bächen zu finden, wo auch dessen gut schwimmfähige Samen leicht ausgebreitet werden. Sie bevorzugt nährstoffreiche, nicht zu saure Böden und besiedelt gerne gestörte, artenarme Vegetation. Große Bestände finden sich jedoch auch in Acker- oder Wiesenbrachen, in Parkanlagen, an Ruderalstellen und an Verkehrswegen (Floraweb 2011).

**Naturschutzprobleme:** Die Bärenklau ist eine der auffälligsten Neophyten. Durch ihren hohen Wuchs und die Befähigung zur Bildung von Dominanzbeständen verändert sie das Landschaftsbild eklatant. Auch ihre Phototoxizität (Cumarine) bereitet Sorgen, vorwiegend für die menschliche Gesundheit.

**Bekämpfungsmöglichkeiten:** Diese Art gehört zu den am meisten bekämpften Neophyten, in den meisten Fällen blieben die Maßnahmen jedoch erfolglos (Floraweb 2011). Durch ihre enorme Samenproduktion (bis über 50.000 pro Pflanze) müssen Bekämpfungsmaßnahmen sorgfältig geplant werden, da diese sonst in jahrelange Pflegearbeiten umschlagen können. Alle Maßnahmen sollten aufgrund der phototoxischen Wirkung mit Schutzkleidung durchgeführt werden.

Einzelpflanzen sowie kleinere Bestände können im Frühjahr (spätestens Mitte April) oder im Herbst (Oktober bis Anfang November) ausgegraben und durch abstechen der Wurzel 10-15cm unterhalb der Erdoberfläche abgetötet werden (Floraweb 2011). Mahd der Bestände dient der Verhinderung der Samenbildung und sollte zu Beginn der Blüte (Ende Juni/Anfang Juli) durchgeführt werden. Hierbei ist eine Nachkontrolle der Bestände notwendig, da die Art Notblüten ausbildet.

Eine Mahd Ende Juli, zu Beginn der Fruchtreife ist eine weitere effektive Maßnahme zur Bekämpfung der Bärenklau, da zu dieser Zeit die Reserven bereits verbraucht sind und keine Notblüten gebildet werden. Allerdings muss darauf geachtet werden, dass die Früchte noch vollständig grün sind und nicht ausfallen. Die Blütenstände müssen anschließend verbrannt oder bei 70°C kompostiert werden um ein Nachreifen zu verhindern.

Gute Erfolge erzielt man bei größeren Dominanzbeständen mit einer Traktorfräse. Der aufgelockerte Boden erleichtert das Ausziehen der Jungpflanzen im Folgejahr. Ein mehrmaliges Zurückschneiden der Pflanzen kann die Art über einen längeren Zeitraum zurückdrängen, auch ohne das Mähgut abzutransportieren. In einem Fall wurden Dominanzbestände sechs mal pro Jahr mit Freischneidern bearbeitet ohne das Mähgut abzutransportieren. Nach drei Jahren waren erste Erfolge zu sehen, nach sechs Jahren ein deutlicher Rückgang (Floraweb 2011). Auch eine Beweidung mit Schafen kann die Art schwächen, wobei auch hier Hautirritationen zu erwarten sind. Weiters kann man Herbizide auf Glyphosphat-Basis einsetzen, wobei eine zweimalige Anwendung zu Beginn der Vegetationsperiode und im Juli mit einer 5%igen Lösung sinnvoll ist. Dadurch wird jedoch auch die Begleitvegetation geschädigt und von einer Anwendung von Herbiziden in naturnahen, nicht land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen ist abzuraten.

**Spezielle Literatur:** Pyšek et al. (2007)

#### **6.4.8 *Juglans regia* (Walnuss)**

**Ursprüngliche Verbreitung:** Die tatsächliche Herkunft der Walnuss ist umstritten. Vermutungen lassen einerseits auf Südosteuropa schließen, andererseits auf Südwestasien (Fischer et al. 2008).

**Zeitpunkt der Ankunft und Ausbreitungsgeschichte:** Umstritten ist ihr Vorhandensein in Mitteleuropa seit der Jungsteinzeit. Ab der Römerzeit wurde sie jedoch zunehmend häufiger in Mitteleuropa kultiviert.

**Aktuelle Verbreitung in Österreich:** In Österreich ist die Walnuss in allen Bundesländern collin bis untermontan zerstreut bis häufig anzutreffen und ist in Ausbreitung begriffen (Fischer et al. 2008).

**Lebensräume:** Die in der Jugend schattentolerante Art verwildert häufig und besiedelt vorwiegend Edellaubwälder sowie Auwälder (Fischer et al. 2008).

**Naturschutzprobleme:** Durch die Ausschüttung von Juglon im Wurzelbereich verhindert die Walnuss weitgehend die Ausbildung einer Krautschicht und führt somit zu einer Verarmung der Artenzusammensetzung. Auch ihre jugendliche Schattentoleranz macht sie zu einer konkurrenzstarken Art.

**Bekämpfungsmöglichkeiten:** Bei kleinen Beständen von Jungpflanzen ist ein manuelles Entfernen durch Ausreißen möglich, ansonsten ist eine Bekämpfung am besten durch Umschneiden der Bäume möglich.

#### **6.4.9 *Mahonia aquifolium* (Gewöhnlich-Mahonie)**

**Ursprüngliche Verbreitung:** Nordamerika



**Zeitpunkt der Ankunft und Ausbreitungsgeschichte:** *M. aquifolium* wurde als Zierpflanze eingeführt, die erste Verwilderung in Mitteleuropa wurde 1860 registriert. Die Art verwilderte aus Gärten und wurde oft als Bienenpflanze in Wälder eingebracht. Meist handelt es sich „um Hybriden zwischen den nordamerikanischen Ausgangsarten *M. aquifolium* mit *M. repens*“ (KOWARIK 2011, S. 199)

**Aktuelle Verbreitung in Österreich:** Häufig in Parks und Ziergärten anzutreffen, verwildert noch selten.

**Lebensräume:** Die Art bevorzugt stickstoffreiche Böden in wärmeren Lage. ist oft in stadtnahen Wäldern anzutreffen, wobei sie auch als typischer Robinienbegleiter auftritt.

**Naturschutzprobleme:** Durch ihr klonales Wachstum kann die Art sehr große Populationen bilden und die einheimische Vegetation verdrängen (vgl. SKEW 2006). In Österreich sind derzeit noch keine problematischen Bestände bekannt.

**Bekämpfungsmöglichkeiten:** Durch ihre unterirdischen Ausläufer ist die Art nur schwer zu bekämpfen, um die Ausbreitung zu verhindern empfiehlt sich die Fruchtstände sowie eventuelle Jungtriebe zu entfernen. Das entfernte Material sollte nicht am Gartenkompost abgelagert werden, sondern am besten in die Kehrichtverbrennung gegeben werden (vgl. SKEW Infoblatt, 2006).

#### **6.4.10 *Parthenocissus inserta* (Gewöhnliche Jungfernrebe)**

**Ursprüngliche Verbreitung:** Nordamerika, insbesondere Kanada

**Aktuelle Verbreitung in Österreich:** Die gewöhnliche Jungfernrebe ist in Österreich in allen Bundesländern anzutreffen, wird sehr häufig kultiviert und verwildert häufig

**Lebensräume:** Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt in collinen bis submontanen Auwäldern sowie an Waldrändern und auf ruderalen Böschungen.

**Naturschutzprobleme:** Bisher wurden noch keine negativen Auswirkungen nachgewiesen, allerdings kann es bei größeren Beständen zu einer Hemmung des natürlichen Unterwuchses und der Verhinderung der Verjüngung kommen (vgl. SKEW 2006).

**Bekämpfungsmöglichkeiten:** Da kleinste Sprosstiele neue Pflanzen bilden können, ist eine Bekämpfung vor allem größerer Bestände schwierig. Das Pflanzenmaterial sollte vollständig entfernt und kompostiert oder verbrannt werden (vgl. SKEW 2006)

#### **6.4.11 *Rudbeckia laciniata* (Schlitzblatt- Sonnenhut)**

**Ursprüngliche Verbreitung:** Nordamerika

**Zeitpunkt der Ankunft und Ausbreitungsgeschichte:** *R. laciniata* wird in Mitteleuropa seit dem 17. Jahrhundert kultiviert, Verwilderungen sind seit dem 19. Jahrhundert bekannt (Fischer et al. 2008). Mittlerweile wird sie häufig als Zierpflanze kultiviert.

**Aktuelle Verbreitung in Österreich: Lebensräume:** Der Schlitzblatt-Sonnenhut kommt in Österreich in allen Bundesländern collin bis montan zerstreut, im Bereich der böhmischen Masse auch häufig vor.

**Lebensräume:** Die am häufigsten besiedelten Lebensräume stellen Ufergebüsche, Hochstaudenfluren, feuchte Waldränder sowie Auwälder dar.

**Naturschutzprobleme:** Das drängendste Problem in Verbindung zu *R. laciniata* besteht in ihrer Fähigkeit dazu Dominanzbestände auszubilden und so die natürliche Begleitvegetation zu verdrängen.

**Bekämpfungsmöglichkeiten:** Bei kleinen Beständen am besten durch händisches Ausreißen, bei größeren Beständen schwierig, am besten durch mehrmalige Mahd (falls möglich).

#### **6.4.12 *Solidago gigantea* (Späte Goldrute), *Solidago canadensis* (Kanadische Goldrute)**

Aufgrund der ähnlichen Ausbreitungsgeschichte, Herkunft und Naturschutzproblematik werden beide Arten gemeinsam behandelt.

**Ursprüngliche Verbreitung:** Nordamerika (Großteil der USA, Süd-Kanada).

**Zeitpunkt der Ankunft und Ausbreitungsgeschichte:** *Solidago canadensis* wurde 1648, *S. gigantea* 1758 aus dem atlantischen Nordamerika zuerst nach England als Zierpflanze eingeführt. Erste Verwilderungen beider Arten in Deutschland wurden um 1850 festgestellt (Westfalen), seit etwa 1950 breiten sich beide Arten in Mitteleuropa explosionsartig aus (LUDWIG et al. 2000; HARTMANN & KONOLD 1995). Die Fernverbreitung erfolgt v.a. generativ über viele flugfähige Samen, der Aufbau großer, dichter Polykormone wird durch unterirdische Rhizome ermöglicht.

**Aktuelle Verbreitung in Österreich:** Beide Arten sind in der collinen bis submontanen Stufe häufig bis sehr häufig. Da sie ziemlich hohe Temperaturansprüche stellen, werden sie mit zunehmender Meereshöhe seltener und erreichen in der mittelmontanen Stufe ihre Verbreitungsobergrenze.

**Lebensräume:** Beide Arten benötigen viel Licht und bevorzugen lockeren, tiefgründigen, kalkhaltigen Boden. Die Späte Goldrute bevorzugt feuchte Böden und kommen daher schwerpunktmäßig in lichten Auwäldern und feuchten Hochstaudenfluren vor. Da lang andauernde Überschwemmungen zum Absterben führen, werden tiefgelegene Weichholzauen gemieden (LUDWIG et al. 2000). Die Kanadische Goldrute besitzt eine sehr weite ökologische Amplitude (Hartmann & Konold 1995), verträgt größere Trockenheit und hat ihren Verbreitungsschwerpunkt in Wiesen- und Ackerbrachen, in mäßig trockenen Staudenfluren, an Straßenböschungen u.Ä.

**Naturschutzprobleme:** Beide Goldrutenarten sind sehr konkurrenzkräftig und neigen durch starke vegetative Vermehrung mit Rhizomen zur Ausbildung artenarmer Dominanzbestände, die sich auch in naturnahen Biotopen etablieren können. Besonders problematisch ist das Eindringen in brachliegende Feuchtwiesen, da dies zum Verschwinden seltener Arten führt (HARTMANN & KONOLD 1995). Die Späte Goldrute kann zudem in Auwäldern dichte Bestände aufbauen.

**Bekämpfungsmöglichkeiten:** Die Bekämpfung der beiden Goldrutenarten ist sehr aufwändig. Wie Versuche in Deutschland zeigten, sind Goldruten in Feuchtwiesenbrachen durch Mähen oder Mulchen zwar zu schwächen, aber nicht zu eliminieren. Gute Ergebnisse wurden durch maschinelles oberflächliches Lockern und Wenden des Bodens erzielt. Die Rhizome blieben überwiegend an der Oberfläche liegen und vertrockneten, die Goldruten wurden massiv zurückgedrängt. Die Flächen

mußten anschließend mit einer Gräser-Leguminosen-Mischung eingesät werden, da sich die Goldruten sonst wieder rasch etabliert hätten (HARTMANN & KONOLD 1995; Fraissl mündl. Mitteilung). Diese Bekämpfungsmethode stellt jedoch einen massiven Eingriff in den Lebensraum dar. Gute Ergebnisse sind mit dem – ebenfalls sehr aufwändigen – händischen Ausreißen der Pflanzen vor der Blüte im Spätsommer zu erzielen, da auch größere Rhizombruchstücke entfernt und die Pflanzen dadurch geschwächt werden. Außerdem werden die Goldruten am Aussamen gehindert. Diese Methode ist zur Bekämpfung kleiner Bestände geeignet.

**Spezielle Literatur:** HARTMANN & KONOLD (1995), HARTMANN et al. (1995), LUDWIG et al. (2000), WEBER (1999)

#### **6.4.13 *Syringa vulgaris* (Gemeiner Flieder)**

**Ursprüngliche Verbreitung:** Südosteuropa (Fischer et al. 2008)

**Zeitpunkt der Ankunft und Ausbreitungsgeschichte:** 1589 wurde der Flieder erstmals in Wien kultiviert (Fischer et al. 2008).

**Aktuelle Verbreitung in Österreich:** Mittlerweile ist der Flieder in warmen Lagen Österreichs gelegentlich dauerhaft verwildert oder als Kulturrelikt im Bereich ehemaliger Siedlungen anzutreffen, in der Steiermark fehlt er möglicherweise noch (Fischer et al. 2008). Die Fähigkeit des Flieders zur Selbstbestäubung und der vegetativen Vermehrung mittels Ausläufern, welche sich meist an Seitensprossen entwickeln, macht den Flieder zu einem Konkurrenzstrategen (vgl. *Syringa vulgaris* [www.ufz.de](http://www.ufz.de) 2011).

**Lebensräume:** Der Flieder ist vor allem an kalkreichen warmen Standorten anzutreffen.

**Naturschutzprobleme:** Derzeit konnten noch keine negativen Auswirkungen festgestellt werden.

**Bekämpfungsmöglichkeiten:** Wiederholtes bodennahes Abschneiden der Triebe, wobei jedoch zu beachten ist, dass der Flieder eine hohe Regenerationsfähigkeit besitzt

## 7 ERGEBNISSE

### 7.1 Pflanzengesellschaften

#### 7.1.1 *Fallopia japonica*-(Senecionion fluviatilis)-Gesellschaft

Aufnahmen 2010: 10, 22, 37, 63

Von *Fallopia japonica* aufgebaute Staudenbestände erreichen Höhen von mehr als 2 m und sind meist äußerst dicht. Daher weisen sie im allgemeinen nur wenige Begleitarten auf (MUCINA 1993).

Alle vier diesem Vegetationstyp zugeordneten Aufnahmen entsprechen dieser Charakteristik. Begleitarten treten in sehr niedriger Artenzahl und in geringen Deckungswerten auf. Nur drei Arten – allesamt Ruderalisierungszeiger – sind in zwei Aufnahmen vorhanden (*Aegopodium podagraria*, *Anthriscus sylvestris*, *Galium aparine*), alle anderen Arten sind nur in einer Aufnahme vorhanden.

Die Artenzahl der Aufnahmen schwankt zwischen 5 und 10.



Foto 1: Blick in einen dichten *Fallopia japonica*-Bestand (Bestand E2) mit fehlender Begleitvegetation (Aufnahme: F. Essl; Juli 2001).

#### 7.1.2 *Robinia pseudacacia*-(Lamio albi-Chenopodietalia)-Gesellschaftsgruppe

Aufnahmen 2010: 4, 5, 6, 16, 19, 21, 23, 24, 28, 32, 44, 46, 47, 50, 51, 52, 53, 61

Die *Robinia pseudacacia*-(Lamio albi-Chenopodietalia)-Gesellschaftsgruppe beinhaltet Gehölzbestände, in denen die Robinie die Baumschicht bildet (MUCINA 1993). Von der Robinie dominierte Bestände zeichnen sich durch eine artenarme, nährstoffliebende Begleitvegetation aus. In der Strauchschicht dominiert meist der Schwarze Holunder (*Sambucus nigra*), in der Krautschicht

sind Kletten-Labkraut (*Galium aparine*) und Taube Trespe (*Bromus sterilis*) stete Begleiter. Die Arten der ursprünglichen Waldvegetation fehlen in Robinienbeständen weitgehend (ESSL et al. 2001; NEUHAUSER 2001).

Dieser generell gültigen Charakteristik von Robinienbeständen entsprechen auch die aufgenommenen Bestände. Die Baumschicht wird von der Robinie mit Artmächtigkeiten von mehr als 75 % stark dominiert. In der Baumschicht fehlen in manchen Beständen Begleitarten. In den anderen Beständen sind noch Arten der ursprünglichen Vegetation am Aufbau der Baumschicht beteiligt, wobei dies meist die Hainbuche ist.

Die Strauchschicht ist artenarm bis relativ artenreich. Eine wichtige Rolle am Aufbau der Strauchschicht nehmen *Acer campestre* und *Carpinus betulus* ein.

Die Krautschicht der Bestände ist geprägt durch Störungs- und Eutrophierungszeiger (v.a. *Galium aparine*, *Ballota nigra*, *Chelidonium majus*, seltener auch *Anthriscus sylvestris*, *Lamium maculatum* und *Urtica dioica*). Einzelne Arten der ursprünglichen Waldvegetation kommen meist noch vor (*Brachypodium sylvaticum*, *Geum urbanum*). Stet und mit teilweise hohen Artmächtigkeiten ist *Poa nemoralis* in den Aufnahmen vorhanden. In dem aus einem Trockenrasen hervorgegangenen Bestand der Aufnahme 61 sind mit *Melica transsylvanica*, *Geranium sanguineum*, *Teucrium chamaedrys* und *Phleum phleoides* noch einige Arten der Trockenvegetation vorhanden.

Die Artenzahlen der aufgenommenen Bestände ist gering bis sehr gering (8 bis 21 Arten).



Foto 2: Dichter Bestand junger Robinien nördlich vom Schloss Karlslust (Bestand E 25), die unterhalb einer Leitungsstrasse verstärkt aufkommen (Aufnahme: F. Essl; Juli 2001).

Die aufgenommenen Robinienbestände sind überwiegend aus Eichen-Hainbuchen-Wäldern (*Melampyro nemorosi*-*Carpinetum* Passarge 1957, seltener *Primulo veris*-*Carpinetum* Neuhäusl et Neuhäusl-Novotna 1964) hervorgegangen. Durch Feldbeobachtungen dokumentiert sind Robinienbestände im Nationalpark Thayatal auch im *Genisto pilosae*-*Quercetum petraeae* Zolymi et al. ex Horanszky 1964 (Steinerne Wand, Maxplateau, Reginafelsen) und in Saumgesellschaften der

Ordnung *Origanetalia vulgaris* T. Müller 1961 (Reginafelsen, Maxplateau). Außerhalb des Nationalparks Thayatal besiedelt diese Gesellschaft noch weitere Pflanzengesellschaften.

### 7.1.3 *Melampyro nemorosi-Carpinetum* Passarge 1957

Aufnahmen 2010: 20, 45, 52

Dieser Gesellschaft werden Eichen-Hainbuchenwälder frischer bis trockener Standorte warmer Lagen zugeordnet. Meist dominiert die Trauben-Eiche, charakteristisch ist weiters das Vorkommen thermophiler Begleitarten (*Acer campestre*, *Sorbus torminalis*, *Evonymus verrucosa*, etc.) (WALLNÖFER et al. 1993). Diese Gesellschaft ist flächenmäßig die bedeutendste Assoziation im Nationalpark Thayatal. Sie ist im Ostteil des Nationalparks mit dem randpannonischen *Primulo veris-Carpinetum* durch Übergänge verbunden (CHYTRY & VICHEREK 2000).

In den dem *Melampyro nemorosi-Carpinetum* zugeordneten Beständen tritt die Hainbuche kodominant auf, während die Trauben-Eiche nur in der Aufnahme vertreten ist. In allen Aufnahmen ist die Baumschicht artenreich, v.a. *Acer platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *Tilia cordata* und *T. platyphyllos* erreichen größere Artmächtigkeiten. Die Robinie ist in der Baumschicht mit Artmächtigkeitswerten von 2 und 3 kodominant vertreten. Vereinzelt sind Forstgehölze (*Picea abies*, *Pinus sylvestris*) in der Baumschicht vorhanden.

Die Strauchschicht ist artenreich, der stet vorkommende *Sambucus nigra* zeigt schon Eutrophierungstendenzen an. Die Krautschicht wird von weit verbreiteten mesophilen Waldarten dominiert (*Aegopodium podagraria*, *Asarum europaeum*, *Impatiens parviflora*, *Lamium montanum*). Einzelne Eutrophierungs- und Ruderalisierungszeiger (*Chelidonium majus*, *Urtica dioica*) kommen aber ebenfalls schon vor. Die Artenzahl der Bestände liegt zwischen 19 und 32 Arten.

### 7.1.4 *Caricetum buekii* Kopecky et Hejny 1965

Aufnahmen 2010: 2, 26, 38, 39, 40, 54, 57, 60

Diese von der hochwüchsigen und dichte Bestände bildenden Banater Segge aufgebaute Pflanzengesellschaft hat einen osteuropäischen Verbreitungsschwerpunkt. Als Standorte werden nährstoffarme, kalkarme, sandig-lehmige Böden über der Mittelwasserlinie von Fließgewässern besiedelt (OBERDORFER 1992a), die an der Thaya meist eng mit dem angrenzenden *Phalaridetum arundinaceae* verzahnt sind. In Österreich liegt der Verbreitungsschwerpunkt an den Fließgewässern der Böhmisches Masse, einzelne Bestände gibt es auch im Südöstlichen Alpenvorland (Südburgenland; ELLMAUER & MUCINA 1993).

In den beiden aufgenommenen Beständen kommt *Impatiens glandulifera* in geringer Artmächtigkeit vor. Weitere Begleitarten sind *Circaea lutetiana*, *Galium aparine*, *Impatiens noli-tangere* und *Urtica dioica*. Die Artenzahl ist mit 9 bis 15 Arten weitgehend ident mit dem *Phalaridetum arundinaceae*.



Foto 3: Dichtes Caricetum buekii mit einzelnen *Impatiens glandulifera*-Pflanzen an der Thaya (Bestand E 7) (Aufnahme: F. Essl; Juli 2001)

### 7.1.5 Phalaridetum arundinaceae Libbert 1931

Aufnahmen 2010: 1, 2, 7, 12, 13, 17, 26, 29, 30, 40, 41, 42, 43, 48, 49, 54, 57, 58, 60

Das Phalaridetum arundinaceae besiedelt die Ufer von fließenden und stehenden Gewässern mit stark schwankenden Wasserstand, wobei es auch rasch anthropogen geschaffene Standorte zu besiedeln vermag (BALATOVA-TULACKOVA et al. 1993). Die Bestände werden bei Hochwässern meist überflutet. Mit zunehmenden Höhe über dem Wasserspiegel geht die Gesellschaft in nitrophile Hochstaudenfluren und Saumgesellschaften über.

Für die Assoziation bezeichnend sind die hohen Deckungswerte von *Phalaris arundinacea*, die nur von wenigen Arten mit höherer Stetigkeit begleitet wird. In den Aufnahmen sind dies *Impatiens glandulifera*, *Rumex obtusifolius* und *Urtica dioica*. Einige weitere diagnostisch wichtige Arten sind seltener im Aufnahmematerial vertreten (*Calystegia sepium*, *Cardamine amara*, *Carduus crispus*, *Myosoton aquaticum*, *Poa trivialis*).

Die Artenzahl der aufgenommenen Bestände liegt zwischen 5 und 14 Arten. Solche niedrigen Artenzahlen sind durchaus charakteristisch für das Phalaridetum arundinaceae.

## 7.2 Verbreitung und Häufigkeit

### 7.2.1 *Fallopia x bohemica*

*Fallopia x bohemica* nimmt mit einer Fläche von 2.699 m<sup>2</sup> 1,7 % der aufgenommenen Bestandesflächen ein. Der Vorkommensschwerpunkt im Nationalpark Thayatal liegt vorwiegend im

siedlungsnahen Bereich, einerseits am Ostrand von Merkersdorf und andererseits nahe Hardegg. Zwei weitere Bestände befinden sich im naturnahen Bereich am Ufer des Kajabaches.

An der Fugnitz kommt *F. x bohemica* nur an zwei nahe beieinander gelegenen Flächen beidseitig der Brücke im Osten von Oberhöflein vor.

Die Bestände werden von einem höchstens lückigen Kronendach beschattet und befinden sich an frischen bis feuchten Standorten. Neigung sowie Exposition lassen keine allgemeinen Tendenzen erkennen.

### **7.2.2 *Impatiens glandulifera***

*Impatiens glandulifera* nimmt mit einem Flächenanteil von 6,4 % oder 10.391 m<sup>2</sup> und insgesamt 18 Beständen einen etwas größeren Teil des Untersuchungsgebiets ein. Die Bestände befinden sich direkt am Ufer der Thaya, wenige sind bis zu 25 Meter davon entfernt. Am Kajabach sowie in Siedlungsnähe wurden keine Bestände gefunden. Die Vorkommen innerhalb des Nationalpark sind kleinräumig und wenig dicht.

An der Fugnitz und deren Zuflüssen wurden bis Heufurth keine Bestände aufgefunden, im weiteren flussaufwärtigen Teil werden diese aber besonders ab Fronsburg sehr häufig, ab dem Westrand des Fugnitzbergs, nahe der Steidelmühle flussaufwärts sind keine Bestände vorhanden. Die Zuflüsse sind bis auf den Nesselbach frei von *Impatiens glandulifera*.

### **7.2.3 *Robinia pseudacacia***

Die Bestände von *Robinia pseudacacia* sind mit einem Flächenanteil der Gesamtdeckung an Neophyten von 85,2 % oder 13,7 ha (137358 m<sup>2</sup>) weitaus am größten. Sie befinden sich hauptsächlich in und um Hardegg, sowie am Ortsrand von Merkersdorf und nahe dem Schloss Karlsruh. Auch in der Umgebung von Niederfladnitz sind größere Bestände zu finden. Die Flächen in Gebieten mit geringem anthropogenem Einfluss befinden sich an der steinernen Wand und nördlich des Schloss Karlsruh.

An der Fugnitz ist *Robinia pseudacacia* sehr selten und mit geringen Individuenzahlen vertreten.

### **7.2.4 Weitere Untersuchungsarten**

#### *Ailanthus altissima*

*Ailanthus altissima* kommt im Nationalpark nur mit zwei sehr jungen Individuen in der Nähe des Schloss Karlsruh vor. Diese wurden während der Untersuchung entfernt.

#### *Buddleja davidii*

Die zwei verwilderten Individuen des Sommerflieder befinden sich innerhalb des Ortskerns von Hardegg und haben sich in den Mauerritzen des verbauten Flussbettes der Fugnitz angesiedelt. Kultiviert ist *B. davidii* noch eher selten.



### *Cotoneaster divaricatus*

*Cotoneaster divaricatus* ist mit nur einem verwilderten Individuum vertreten. Es befindet sich an der Ostseite der Straße vom Nationalparkhaus kommend Richtung Hardegg, kurz vor Ortseingang am Felsen. Kultiviert ist sowohl *C. divaricatus* als auch *C. horizontalis* häufig in den Gärten anzutreffen.

### *Cotoneaster horizontalis*

Die zwei Vorkommen von *C. horizontalis* befinden sich knapp außerhalb von Hardegg, wobei das Vorkommen am Nordrand aus mehreren, älteren Individuen besteht. Der zweite Bestand ist mit nur einem jungen Individuum sehr klein und befindet sich oberhalb der Felskante des Standortes von *C. divaricatus* westlich des Wanderweges.

### *Galeobdolon argentatum*

*G. argentatum* kommt im Nationalpark nur an zwei Standorten vor, am Burgberg von Hardegg innerhalb des Robinienforsts sowie ebenfalls direkt in Hardegg an einer Straßenböschung. An der Fugnitz wurde ein weiterer Standort verzeichnet.

### *Helianthus tuberosus*

Die Topinambur kommt mit einem verwilderten Individuum am langen Grund im Nationalpark vor. Das Vorkommen wurde während der Untersuchung manuell entfernt. Kultiviert ist sie noch selten anzutreffen.

### *Heracleum mantegazzianum*

Der Riesen- Bärenklau kommt innerhalb des Nationalparks nicht, außerhalb nur im Bereich des Pleißingbaches vor.

### *Juglans regia*

*Juglans regia* ist nur mit einem Individuum verwildert im ehemaligen Robinienforst auf der Südseite des Burgberges vertreten. Kultiviert wird sie noch selten.

### *Mahonia aquifolium*

Das einzige verwilderte Exemplar der Mahonie befindet sich im Norden von Hardegg in der Nähe des Fluchtweges. Kultiviert ist sie ebenfalls eher selten.

### *Parthenocissus inserta*

*P. inserta* ist im Nationalpark noch eher selten. Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt direkt in Hardegg, eines der zwei verwilderten Vorkommen ist etwas weiter außerhalb der Stadt angesiedelt. Kultiviert sieht man die gewöhnliche Jungfernebe mäßig häufig, einerseits in Hardegg andererseits an den Fischerhütten im Westen des Umlaufberges.

### *Rudbeckia laciniata*

*Rudbeckia laciniata* ist der wohl am häufigsten kultivierte Neophyt in Hardegg. Die in Ausbreitung begriffene Art ist an vier Standorten am Rand von Hardegg verwildert, wobei (derzeit) nur ein Vorkommen bezüglich Individuenzahl und Dichte einer dauerhaften Population entspricht.

### *Solidago canadensis*

*Solidago canadensis* ist im Nationalpark noch eher selten vertreten. Von vier verwilderten Beständen befinden sich zwei kleinräumige aber dichte Bestände innerhalb der Nationalparkgrenzen, einerseits bei den Fugnitzwiesen, andererseits im Gehölzsaum an der Fugnitz südlich des Burgberges Hardegg. Die zwei weiteren verwilderten Vorkommen sind individuen- und dichtemäßig klein und befinden sich im näheren Umfeld. Am Oberlauf der Fugnitz ist die Art ebenfalls eher selten, jedoch häufiger als im Nationalpark selbst.

### *Solidago gigantea*

Die verwilderten Bestände von *S. gigantea* sind im Nationalpark mit 49 Flächen häufig, sie ist vor allem ab der oberen Bärenmühlenwiese flussabwärts zu finden, kommt aber auch an der nordwestlichen Ortseinfahrt von Hardegg auf Ruderalflächen vor. Kultiviert ist sie mäßig häufig zu finden. Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt einerseits an der oberen Bärenmühlenwiese, andererseits im Kirchenwald, wobei sie hier noch etwas weniger häufig auftritt.

### *Syringa vulgaris*

Der Gewöhnliche Flieder ist im Nationalpark nur einmal verwildert anzutreffen. Das Vorkommen liegt unterhalb des Reginafelsens südlich der Stiege des grünen Wanderweges direkt hinter einem Wohnhaus.

## **7.3 Management und Managementkosten (2001 – 2010)**

Das Management der 2001 im Nationalpark Thayatal untersuchten Neophyten wurde seither gemäß den von Essl & Hauser (2001) gegebenen Empfehlungen durchgeführt.

Die Bestände von *F. x bohemica* wurden großteils gemäht, manuelle Entfernung trat in den Hintergrund.

*Impatiens glandulifera* wurde vor allem anfangs bei kleineren Beständen manuell entfernt und die Sprosse abtransportiert oder durch mehrmaliges Knicken beim Auffinden weniger Individuen an einer erneuten Bewurzelung gehindert. Da die Maßnahmen jedoch vor der Blüte zu setzen waren wurden öfters Pflanzen übersehen. Diese wurden bei nochmaliger Begehung während der Blüte entfernt. Gute Ergebnisse erzielte man mit der Mahd der Bestände.

Das Management von *Robinia pseudacacia* wurde in den vorgeschlagenen Präferenzbeständen mittels Ringelung und anschließender Entfernung der Wurzelschösslinge durchgeführt. Die Ringelung war jedoch an einigen Beständen zu hoch angesetzt, was in einer großen Zahl von Wurzelschösslingen und teilweise erneutem Austrieb resultierte. Ebenso wurden die belassenen

Borkenteile, welche zum „Ausbluten“ der Pflanze führen soll, bei im nächsten Jahr noch lebenden Bäumen nicht entfernt, wodurch diese auch jetzt noch nicht abgestorben sind.

Geht man davon aus, dass sich sowohl das Verhältnis der Gesamtarbeitsstunden in Bezug auf die Verteilung auf die Hauptuntersuchungsarten (*I. glandulifera*, *F. x bohemica*, *R. pseudacacia*) als auch das Verhältnis der Arbeitsstunden gegenüber der Zeit die für die Leitung des Managements aufgewandt wurden, nicht verändert hat, erhält man für den Zeitraum 2001 bis 2010 einen Aufwand von insgesamt 3.903,5 Stunden.

Ausgehend vom bekannten Verhältnis der aufgewandten Stunden der drei Hauptuntersuchungsarten zwischen 2008 und 2010 (*I. glandulifera* 80 Std. (28,9 %), *F. x bohemica* 10,5 Std. (3,9 %), *R. pseudacacia* 182,5 Std. (67,2 %)) kann man davon ausgehen, dass der größte Aufwand über den gesamten Untersuchungszeitraum mit dem Management von *Robinia pseudacacia* verbunden war (2.620,5 Stunden). Insgesamt 1.129 Stunden wurden für das Management von *Impatiens glandulifera* sowie 154 Stunden für *Fallopia x bohemica* aufgewandt.

Die Kosten des Neophytenmanagements betragen von 2001 bis 2010 insgesamt 56.554,40€ (ohne Inflationsanpassung), wovon für die erste 5-Jahresperiode zwischen 2001 und 2005 1.369,29€ (4 %) für *Fallopia x bohemica*, 9.928,88 € (29 %) für *Impatiens glandulifera*, sowie 22.938,17€ (66,9 %) für das Management von *Robinia pseudacacia* aufgewandt wurden. In der zweiten 5-Jahresperiode (2006-2010) wurden insgesamt rund 22.318 € aufgewendet; dies entspricht einem Kostenrückgang im Vergleich zur ersten Periode von rund 11.918 € (35 %).

Tabelle 1: Zeitaufwand des Neophytenmanagements 2001-2010. Die violett gefärbten Zahlen entsprechen interpolierten Daten. Die Kosten sind nicht inflationsangepasst.

Neophytenmanagement 2001-2010 Stunden					
Jahr	Prozent	Robinia	Impatiens	Fallopia	Gesamtstunden
2001	100,00%	340,00	160,50	22,00	557,0
2002	-6,96%	316,00	149,00	20,50	518,0
2003	-13,92%	292,50	138,00	19,00	479,5
2004	-20,88%	268,50	127,00	17,50	440,0
2005	-27,84%	245,00	116,00	16,00	402,0
2006	-34,80%	221,50	104,50	14,50	363,0
2007	-41,76%	198,00	93,50	13,00	324,5
2008	-48,72%	239,0	116,5	12,0	367,5
2009	-41,03%	170,3	69,5	10,5	250,3
2010	-56,41%	139,0	54,5	9,0	202,5
Stunden		2.429,8	1.129,0	154,0	3.904,2
Prozent		62,2%	28,9%	4,0%	100,0%

Daten interpoliert  
(Fallopia: 4 %  
Impatiens: 28,79 %  
Robinia 61 %)

Tabelle 2: Kostenaufwand des Neophytenmanagements 2001-2010. Die violett gefärbten Zahlen entsprechen interpolierten Daten. Die Kosten sind nicht inflationsangepasst.

Neophytenmanagement 2001-2010 Kosten (€)						
Jahr	Prozent	Robinia	Impatiens	Fallopia	Gesamtkosten (€)	
2001	100,00%	5.128,0	2.220,0	306,0	7.654,0	
2002	-5,27%	4.857,9	2.102,7	290,0	7.250,6	Daten interpoliert (Fallopia: 4 % Impatiens: 29 % Robinia: 67 %)
2003	-10,54%	4.587,7	1.985,7	273,9	6.847,3	
2004	-15,81%	4.317,4	1.868,7	257,8	6.443,9	
2005	-21,08%	4.047,2	1.751,8	241,6	6.040,5	
2006	-26,35%	3.776,9	1.634,8	225,5	5.637,2	
2007	-31,62%	3.506,7	1.517,8	209,4	5.233,8	
2008	-36,89%	3.158,4	1.514,4	157,4	4.830,2	
2009	-55,98%	2.296,0	925,0	147,7	3.368,7	
2010	-57,56%	2.217,8	889,7	140,7	3.248,2	
Kosten		37.893,9	16.410,6	2.249,9	56.554,4	
Prozent		67,0%	29,0%	4,0%	100,0%	

### 7.3.1 *Fallopia x bohemica*, *Impatiens glandulifera*, *Robinia pseudacacia*

Das Management von *Fallopia x bohemica* umfasste drei Bestände, die (auch) von den Mitarbeitern des Nationalparks betreut wurden (H, E30, E2). Zwei weitere Bestände am Fugnitzufer in Hardegg und an der Einmündung der Fugnitz in die Thaya wurden von der Gemeinde entfernt (H8, E15). Der Bestand E16, nördlich der Zufahrtsstraße nach Hardegg wird durch Mahd gemanagt. Einzig der Bestand nahe des Kajabaches, unterhalb des Sagteichs (E22) wurde nicht behandelt.

Vier der sieben Bestände (E30, E2, E15, E16) von *Fallopia x bohemica* wurden jährlich durch einmalige Mahd bekämpft. Der Zeitpunkt variierte 2008 bis 2010 von Mai bis September und der Arbeitsaufwand schwankte jährlich zwischen acht und elf Stunden. Die Projektleitung beanspruchte 2008 eine, 2009 und 2010 zwei Stunden.

Einem Kostenaufwand von 1.369,3€ in der ersten 5-Jahresperiode (2001-2005) stehen 880,60€ in der zweiten 5-Jahresperiode (2006-2010) gegenüber, was einer Verringerung um 35,7 % entspricht (siehe Tabelle 2).

*Impatiens glandulifera* wurde jährlich durch einmalige Mahd bei größeren Beständen, sowie durch Ausreißen der Pflanzen bei kleineren Vorkommen bekämpft, wobei der größte Teil des Managements im Juli, vor der Blüte durchgeführt wurde. Im August und September wurden übersehene Bestände nachkontrolliert und manuell entfernt. Der Arbeitsaufwand zwischen 2008 und 2010 sank aufgrund der sich verringernden Bestände von 110,5 Stunden (2008) auf 46,5 Stunden im Jahr 2010. Hinzu kamen zwischen jeweils vier und acht Stunden für die Projektleitung. Die Gesamtkosten des *Impatiens*-Managements betragen 16.410,6 €, wobei auch hier im Vergleich der beiden 5-Jahresperioden ein Rückgang der Kosten um nahezu 35 % festzustellen ist.

Das Management von *Robinia pseudacacia* ist am aufwändigsten zu bewerten. Es wurden fünf der 19 im Nationalpark gelegenen Bestände ins Management einbezogen. Ein Schwerpunkt liegt bei Hardegg, in der Umgebung des Reginafelsens sowie am Maxplateau (Polygone E34, H9, H10), der zweite an der steinernen Wand (Polygone E8, E9). Diese Bestände wurden im Jahr 2001 geringelt. Die austreibenden, bodennahen Triebe wurden nachfolgend abgehackt und die Wurzelschösslinge mehrmals jährlich gemäht (mündliche Mitteilung).

Zwischen 2008 und 2010 wurden im Mittel 183 Stunden jährlich für das Management aufgewandt. Davon beanspruchte die Projektleitung in den Jahren 2008 bis 2010 zehn bis zwölf Stunden. Betrachtet man die Arbeitsstunden der beiden Fünfjahresperioden wurden in der ersten Periode im Mittel 322 Stunden jährlich und zwischen 2006 und 2010 202 Stunden jährlich aufgewandt. Der Gesamtaufwand des Robinienmanagements betrug 37.893,9 €, wobei in der ersten 5-Jahresperiode 22.938,2€ und in der zweiten 5-Jahresperiode 14.955,8 € aufgewandt wurden. Das entspricht einer Kostenverringerung von -35 %.

### **7.3.2 Weitere Untersuchungsarten des Jahres 2001**

#### *Ailanthus altissima*

Das einzige verwilderte Individuum des Götterbaums wurde gemäß den Empfehlungen von 2001 entfernt.

#### *Solidago gigantea*

Ein Management von *S. gigantea* wurde bisher nicht durchgeführt.

## **7.4 Bestandesentwicklung (2001-2010)**

### **7.4.1 Flächengröße**

Die Bestände von *Impatiens glandulifera* sind aufgrund des Managements im Vergleich zu 2001 stark zurückgehend.

Die flächenmäßige Gesamtänderung beträgt -34.165 m<sup>2</sup>, was einem Rückgang der Bestände um 77 % entspricht, wobei 29 Bestände mit einer Gesamtfläche von 7325 m<sup>2</sup>, die 2001 aufgefunden wurden, 2010 vollkommen frei von *I. glandulifera* sind (vgl. Tabelle 3).

Es wurden im Jahr 2010 sieben neue Vorkommen mit einer Gesamtfläche von 4319 m<sup>2</sup> aufgefunden, davon wurden vier während der Untersuchung manuell entfernt. Der flächen- und dichtemäßig größte im Jahr 2010 neu aufgefundene Bestand befindet sich auf der Insel im Osten der unteren Bärenmühlenwiese und ist relativ schwer zugänglich (Bestand 43).

Die Änderung der Flächen, welche sowohl 2001 als auch 2010 bestehen beträgt -31159 m<sup>2</sup>, wobei jede untersuchte Fläche eine Abnahme zeigte. Die Flächenänderung selbiger beträgt -84 %. Dieser starke Rückgang der Art ist auf das Management zurückzuführen.

Im Vergleich dazu sind die Bestände von *Fallopia x bohemica* in Ausbreitung begriffen. Hier beträgt die Gesamtänderung 2.028 m<sup>2</sup>, wobei 4 Flächen mit insgesamt 85 m<sup>2</sup> 2010 frei von *F. x bohemica*

waren. Dementgegen stehen 8 Flächen mit insgesamt 1.799 m<sup>2</sup>, die 2010 neu aufgefunden wurden. Besonders ist hier die Ausbreitung von *F. x bohemica* ausgehend vom Ostrand von Merkersdorf auch an den naturnahen Bereichen der Kaja zu bemerken. Die Flächenzunahme der sowohl 2001 als auch 2010 vorhandenen Bestände beträgt 314 m<sup>2</sup>, was einer Zunahme von 54 % entspricht.

Tabelle 3: Flächengröße der Neophytenbestände, Vergleich 2001-2010

Art	Fläche 2001 m <sup>2</sup>	Fläche 2010 m <sup>2</sup>	Fläche 2010 %	Flächenänderung gesamt (m <sup>2</sup> )	Flächenänderung bereits existenter Flächen (m <sup>2</sup> )
<i>Impatiens glandulifera</i>	44.556	10.391	6,4	-34.165	-31.159
<i>Fallopia x bohemica</i>	671	2.699	1,7	2.028	319
<i>Robinia pseudacacia</i>	57.541	137.358	85,2	80.640	15.376
<i>Solidago gigantea</i>	170	10.818	6,7	10.648	x
	Gesamtfläche	161.266			
<i>Solidago canadensis</i>	0	230		230	x
<i>Rudbeckia laciniata</i>	0	275		275	x

Die Bestände von *Robinia pseudacacia* zeigen eine Flächenzunahme der bereits 2001 untersuchten Flächen von 15.376m<sup>2</sup> was einer Änderung von 26 % entspricht. Die Bestände, die einen Rückgang aufweisen, haben im Mittel um 1405 m<sup>2</sup> (-36 %) abgenommen, die sich vergrößernden Bestände zeigen allerdings im Mittel eine Zunahme von 2.802 m<sup>2</sup> (831 %). Bei der Interpretation dieser Zunahme ist zu beachten, dass sie vor allem bei zwei Beständen (E9, E31) auf die Möglichkeit der genaueren Abgrenzung wegen neuer Farbluftbilder bei der Kartierung im Jahr 2010 zurückzuführen ist. Nimmt man diese beiden Flächen aus dem Vergleich aus, so ergibt sich bei sich den

ausbreitenden Beständen eine Zunahme von durchschnittlich 98 % oder 1.888 m<sup>2</sup>. Bezieht man die zehn neu aufgenommenen Flächen mit ein, ergibt sich eine Gesamtzunahme von 140 %.

#### 7.4.2 Anzahl der Bestände:

*Fallopia x bohemica* ist im Nationalpark mit acht Beständen vertreten, 2001 wurden 7 Vorkommen erhoben. Drei Bestände wurden seit 2001 entfernt, wobei zwei direkt in Hardegg lagen. Der Bestand auf der Insel östlich der unteren Bärenmühlenwiese konnte ebenfalls entfernt werden. Dementgegen stehen vier neu aufgefundene Bestände, von denen zwei (9, 11) im naturnahen Bereich angesiedelt sind.

Betrachtet man die Anzahl der einzelnen Polygone ist ebenfalls eine Zunahme zu erkennen. Gegenüber acht Flächen im Jahr 2001 sind 2010 13 Flächen vorhanden (vgl. Tabelle 4).

*Impatiens glandulifera* kommt 2010 mit zehn Beständen vor. Gegenüber 2001 (13 Bestände) wurden sieben Bestände vollständig entfernt, allerdings wurden vier neue, kleinere Bestände gefunden.

Weiters ist die Flächenanzahl der von *I. glandulifera* besiedelten Bestände deutlich zurückgegangen. Wurden 2001 45 Flächen kartiert, sind 2010 nur noch 18 Flächen existent, was einem Rückgang von -27 Flächen entspricht.

An der Fugnitz ist *I. glandulifera* sehr häufig und mit großen Beständen vertreten.

*Robinia pseudacacia* stellt mit 25 Beständen die verbreitetste Hauptuntersuchungsart im Nationalpark dar. Gegenüber 2001 wurden sechs Bestände neu verzeichnet. Von diesen liegen allerdings nur zwei direkt im Nationalpark, in Hardegg. Die weiteren vier befinden sich in der Nähe des Schloss Karlslust, sowie nahe Niederfladnitz und bei der Zufahrt zum Kirchenwald.

Betrachtet man auch hier die Anzahl der Flächen ist eine Zunahme von vier Flächen zu erkennen.

Tabelle 4: Anzahl der Neophytenbestände, Vergleich 2001-2010

Art	Anzahl der Flächen 2001	Anzahl der Flächen 2010	Anzahl der Flächen %	Gesamt	Point	Line	Polygon
<i>Impatiens glandulifera</i>	45	18	16	-27	0	-12	-15
<i>Fallopia x bohemica</i>	8	13	11	5	-3	-1	8
<i>Robinia pseudacacia</i>	28	32	29	4	-4	0	8
<i>Solidago gigantea</i>	34	49	44	15	-20	14	21
	Gesamtanzahl	<b>112</b>					
<i>Solidago canadensis</i>	0	4		4	2	1	1
<i>Rudbeckia laciniata</i>	0	4		4	2	1	1

### 7.4.3 Bestandesdichte

Die Bestände von *Fallopia x bohemica*, welche sowohl 2001 als auch 2010 bestehen zeigen teilweise signifikante Änderungen bezüglich der Dichten. 2001 wiesen alle sechs Polygone Deckungsgrade über 75 % auf, 2010 nur ein Drittel der Flächen. Ein Bestand (E2) am Ostrand von Merkersdorf wies 2010 eine deutlich geringere Deckung von 25 % auf, was allerdings auch auf die vorhergehende Mahd bei der Kartierung zurückzuführen sein kann.

Berechnet man eine Gesamtwert aus Flächengröße und Bestandesdichte – den „Fläche x Dichte-Index“ – so ergibt dieser einen Wert von 658 Punkten, beziehungsweise mit +49 % eine deutliche Zunahme der Art im Untersuchungszeitraum. Nur bei einem Bestand (E2) ist eine Abnahme des Index um 23 % zu erkennen, die anderen Bestände zeigen Zunahmen von 46 % bis 93 %.

Die vier neu aufgefundenen Bestände (siehe Kap. 7.4.2) weisen geringe Dichten auf. Außer Bestand 31, südwestlich des ehemaligen Grenzüberganges in Hardegg, der eine Deckung von 75 % aufweist liegen die Dichten unter 5 %.

Vergleicht man die Änderung der Dichten der sowohl 2001 als auch 2010 bestehenden Bestände von *Impatiens glandulifera* ergeben sich keine signifikanten Änderungen. Die Bestände schwanken zwischen dem Vorhandensein einzelner Individuen und Deckungsgraden unter 5 %. Etwas mehr als die Hälfte der Bestände besteht aus ungefähr fünf Individuen, mit einer Deckung unter 1 %. Fünf der sieben neu aufgefundenen Bestände zeigen Deckungsgrade unter 1 %, nur zwei Bestände weisen höhere Individuen- und Deckungszahlen auf (Polygon 43, Polygon 57). Der dichteste Bestand (43) befindet sich auf der Insel nahe der unteren Bärenmühlenwiese und weist eine Deckung von ungefähr 60 % der Fläche auf, Bestand 57 nahe des langen Grundes, am Südrand des ehemaligen Forsts weist eine Deckung von 25 % der Fläche des Bestandes auf.

Betrachtet man allerdings auch die Änderung des „Fläche x Dichte-Index“ ist ein deutlicher Rückgang von *Impatiens glandulifera* zu bemerken. Dieser wurde für die sowohl 2001 als auch 2010 bestehenden Flächen errechnet. Dessen Gesamtänderung beträgt -81.263 Punkte, was einem Rückgang um 85 % entspricht. Die Änderung des Index liegt für alle Polygone im negativen Bereich zwischen -62 % und -99 %.

Bei den Bestandesdichten von *Robinia pseudacacia* des Jahres 2010 im Vergleich zu 2001 sind Änderungen festzustellen. Sieben der ehemals zehn Bestände, mit Deckungsgraden über 75%, weisen 2010 deutliche Verringerungen auf bis zu 25 % auf. Drei Bestände bleiben bezüglich ihrer Dichte unverändert. Die Anzahl der Bestände mit Deckungen bis zu 75 % (3) bleibt unverändert, die Flächen mit Skalenwerten zwischen 1 und 3 nach Braun-Blanquet (-50 %) zeigen alle eine Zunahme um zwei Flächen.

Die zwischen 2001 und 2010 gemanagten Flächen zeigen bis auf Bestand E34 eine Abnahme der Dichte, wenngleich diese eher geringfügig einzuschätzen ist (vgl. Tab. 5). Die stärksten Rückgänge sind bei Polygon E9 und H9 zu beobachten. E9, an der steinernen Wand gelegen, wies 2001 eine Deckung von über 75% auf, 2010 war diese auf 25% gesunken. H9, am Reginafelsen wies eine Abnahme von 4 auf 2 nach Braun-Blanquet auf. Da H9 und H10 2010 jedoch zusammengefasst wurden und H10 eine Zunahme von 1 auf 2 aufwies, ist der Gesamtrückgang des Bestandes geringer. Der ebenfalls gemanagte Bestand E34 blieb 2010 unverändert, wurde jedoch in drei Polygone aufgeteilt, von welchen zwei eine unveränderte Dichte von 5 % aufwiesen, das dritte jedoch einen Dominanzbestand beschreibt. Dieser Robinienforst liegt direkt angrenzend ans Siedlungsgebiet Hardegg und wurde nicht ins Management einbezogen.



Tabelle 5: Gegenüberstellung der Entwicklung der Bestandesdichten der Zielarten vom Jahr 2001 zum 2010 jener Flächen, auf denen ein Neophyten-Management im NP Thayatal stattgefunden hat.

Flächen mit Management, Dichtevergleich				
Fl.-nr.	Fl.-nr.	Zielart	Dichte 2001	Dichte 2010
E2	37	Fallopia	5	2
E2	37	Fallopia	5	2
E30	63	Fallopia	5	4
E10	17	Impatiens	1	1
E10	48	Impatiens	1	1
E6	26	Impatiens	+	+
E6	26	Impatiens		+
E6	26	Impatiens		+
E7	60	Impatiens	+	1
H1	2	Impatiens	2	+
H2	1	Impatiens	+	+
H2	1	Impatiens		+
H4	43	Impatiens	1	1
H5	V	Impatiens	r	r
E1	45	Robinia	2	1
E34	8	Robinia	1	1
E34	18	Robinia		1
E37	16	Robinia	5	3
E8	61	Robinia	3	2
E9	6	Robinia	5	2
H9	52	Robinia	4	2
H10	52	Robinia	1	2

Der „Fläche x Dichte-Index“ ist bei neun der 16 Bestände negativ, diese haben von 2001 auf 2010 im Mittel um -34 % abgenommen. Die sieben Vorkommen mit positivem Index zeigen jedoch Werte zwischen 13 % und 2.113 %. Betrachtet man auch hier die gemanagten Flächen zeigt sich in allen Beständen eine deutliche Zunahme des Index. Hier ist ebenfalls zu beachten, dass das bessere Kartierungsmaterial des Jahres 2010 beträchtliche Unterschiede in der Abgrenzung der Flächen gegenüber 2001 zuließ.

Die 2010 neu aufgefundenen Bestände weisen Dichten zwischen 25 und 75 % auf und sind großteils außerhalb des Nationalparks gelegen.

## 7.5 Naturschutzfachliche Bewertung

### 7.5.1 *Fallopia x bohemica*

Die Vorkommen des Bastard-Staudenknöterichs im Nationalpark Thayatal zeichnen sich durch folgende naturschutzfachlich bedeutsame Charakteristika aus:

- Die Fläche und Anzahl der Vorkommen ist ziemlich gering
- Die Bestände breiten sich großteils aus, wenige sind stabil

- Im Umland des Nationalparks sind Vorkommen sehr selten, einige befinden sich jedoch unmittelbar außerhalb des Nationalparks Thayatal; an der Fugnitz sind zwei Vorkommen am Oberlauf vorhanden
- Die Bestandesdichte ist bei bereits bekannten Vorkommen hoch bis sehr hoch, bei neu aufgefundenen Flächen noch gering, die Bestände an der Fugnitz sind jedoch als Dominanzbestände zu bezeichnen
- Die Auswirkungen auf die Begleitvegetation sind groß bis sehr groß
- Die Vorkommen befinden sich überwiegend an gestörten Standorten, einige wenige befinden sich allerdings auch in naturnahen Bereichen
- Im Nationalpark Thayatal gibt es noch eine große Anzahl potenziell geeigneter Standorte, die derzeit nicht besiedelt sind
- Schwierige Bekämpfbarkeit

Die zusammenfassende naturschutzfachliche Bewertung ergibt daher für die derzeitigen Vorkommen relativ geringe negative naturschutzfachliche Auswirkungen. Aufgrund der seit 2001 schon stattgefundenen und der weiterhin zu erwartenden Ausbreitung, auch in naturnahe Lebensräume, und der schwierigen Bekämpfbarkeit sind potenziell bedeutende negative Auswirkungen möglich.

### **7.5.2 *Impatiens glandulifera***

Die Vorkommen des Drüsigen Springkrautes im Nationalpark Thayatal zeichnen sich durch folgende naturschutzfachlich bedeutsame Charakteristika aus:

- Die Fläche und Anzahl der Vorkommen ist als Folge des bisherigen Managements gering
- Die Bestände sind aufgrund des bisherigen Managements zurückgehend
- Im näheren Umland des Nationalparks fehlt die Art (noch) ist aber am Oberlauf der Fugnitz und einem der Zubringer (Nesselbach) häufig und individuenreich vertreten
- Die Bestandesdichte im Nationalpark ist gering bis sehr gering, an der Fugnitz ist diese jedoch hoch bis sehr hoch
- Die Auswirkungen auf die Begleitvegetation sind gering bis sehr gering
- Die Bestände innerhalb des Nationalparks befinden sich ausschließlich im naturnahen Bereich, meist direkt am Ufer der Thaya und bis zu 25 Meter davon entfernt
- Im Nationalpark gibt es noch viele potenziell geeignete Standorte die derzeit nicht besiedelt sind aber (auch wieder) besiedelt werden können
- Relativ schwierige Bekämpfbarkeit

Die zusammenfassende naturschutzfachliche Bewertung ergibt daher für die derzeitigen Vorkommen innerhalb des Nationalpark Thayatal geringe negative naturschutzfachliche Auswirkungen. Aufgrund der wahrscheinlichen Wiederausbreitung ohne weiteres Management und der schwierigen Bekämpfbarkeit sind potenziell mäßig bedeutende negative Auswirkungen möglich.

### **7.5.3 *Robinia pseudacacia***

Die Vorkommen der Robinie im Nationalpark Thayatal zeichnen sich durch folgende naturschutzfachlich bedeutsame Charakteristika aus:

- Die Fläche und Anzahl der Vorkommen ist groß; Vorkommensschwerpunkt ist der Ortsbereich von Hardegg
- Im Umland sind Fläche und Anzahl der Vorkommen der Robinie groß, vor allem in der Umgebung von Niederfladnitz. *R. pseudacacia* ist in Ausbreitung begriffen
- Die Bestandesdichte ist meist mäßig hoch bis hoch
- Die Auswirkungen auf die Begleitvegetation sind groß, besonders in den dichten Beständen ist die Begleitvegetation stark verändert
- Die Bestände besiedeln häufig ehemals naturnahe Standorte und breiten sich ausgehend von bestehenden Vorkommen in intakten Waldgesellschaften aus
- Im Nationalpark Thayatal gibt es eine größere Anzahl potenziell geeigneter Standorte, die derzeit nicht besiedelt sind (Trockenstandorte, lichte Wälder)
- Schwierige Bekämpfbarkeit

Die zusammenfassende naturschutzfachliche Bewertung ergibt daher für die derzeitigen Vorkommen mäßig große negative naturschutzfachliche Auswirkungen. Aufgrund der seit 2001 bestehenden Ausbreitung und dessen wahrscheinlicher Fortgang in naturnahe Lebensräume und der schwierigen Bekämpfbarkeit sind potenziell starke negative Auswirkungen möglich.

#### **7.5.4 Weitere Untersuchungsarten**

##### *Ailanthus altissima*

Der Götterbaum ist im Nationalpark mit nur einem Vorkommen geringer Dichte vertreten. Auch im Umland ist dieser selten vertreten. Für die Begleitvegetation ergeben sich keine Beeinträchtigungen, daher ergibt die zusammenfassende naturschutzfachliche Bewertung derzeit keine negativen naturschutzfachlichen Auswirkungen.

##### *Buddleja davidii*

*Buddleja davidii* ist einzig im Ortsbereich von Hardegg an der Fugnitz verwildert, allerdings wird die Art auch am Ufer angepflanzt was eine weitere Ausbreitung zuträglich ist. Naturschutzfachlich ist die Art derzeit jedoch nicht als problematisch anzusehen.

##### *Cotoneaster divaricatus*

Verwildert ist *Cotoneaster divaricatus* mit nur einem Individuum im Nationalpark vorhanden, ist daher naturschutzfachlich als unproblematisch anzusehen. Allerdings ist die Art innerhalb Hardegg oftmals kultiviert anzutreffen.

##### *Cotoneaster horizontalis*

*Cotoneaster horizontalis* ist ebenfalls nur in/nahe Hardegg anzutreffen. Bei den zwei verwilderten Vorkommen handelt es sich um kleinräumige individuenarme Vorkommen. Derzeit zeigt die Art naturschutzfachlich ebenfalls keine negativen Auswirkungen.

##### *Galeobdolon argentatum*

*Galeobdolon argentatum* stellt naturschutzfachlich derzeit noch kein Problem dar, da die Vorkommen auf Hardegg beschränkt sind und beide in eu- bis polyhemeroben naturfernen Standorten, einerseits an einer Straßenböschung, andererseits am Burgberg inmitten des Robinienforsts liegen. Allerdings ist das hohe Ausbreitungspotential der Art zu beachten, was eine Beobachtung der Art in den folgenden Jahren notwendig macht.

### *Helianthus tuberosus*

*Helianthus tuberosus* ist derzeit naturschutzfachlich als unproblematisch anzusehen. Das einzige Vorkommen im naturnahen Bereich ist individuenarm und derzeit ohne negative Auswirkungen auf die Begleitvegetation. Allerdings sind bei einer möglichen weiteren Ausbreitung in naturnahen Lebensräumen naturschutzfachlich negative Auswirkungen möglich.

### *Heracleum mantegazzianum*

Im Nationalpark ist *Heracleum mantegazzianum* nicht vertreten, das Vorkommen am Pleißingbach stellt keine akute Gefahr für den Nationalpark dar. Die zusammenfassende naturschutzfachliche Bewertung ist daher als unproblematisch einzustufen, während eine gesundheitliche Gefährdung jedoch gegeben ist.

### *Juglans regia*

Der Bestand von *Juglans regia* beschränkt sich auf ein Individuum am Burgberg von Hardegg innerhalb des Robinienforsts. Aufgrunddessen ist die Art als unproblematisch anzusehen.

### *Mahonia aquifolium*

*Mahonia aquifolium* ist innerhalb des Nationalparks in der unmittelbaren Umgebung von Hardegg mit nur einem Individuum verwildert vertreten. Derzeit sind keine negativen Auswirkungen zu bemerken. Allerdings bildet die Art unterirdische Ausläufer und ist dazu befähigt andere Arten zu verdrängen.

### *Parthenocissus inserta*

*Parthenocissus inserta* ist im Nationalpark mit zwei verwilderten Vorkommen vertreten, die Auswirkungen auf die Begleitvegetation sind zu vernachlässigen. Naturschutzfachlich sind derzeit keine negativen Auswirkungen festzustellen.

### *Rudbeckia laciniata*

*Rudbeckia laciniata* kommt nur im Ortsgebiet von Hardegg vor und ist hier an vier Standorten mit geringen Individuenzahlen verwildert vor. Die Art stellt derzeit kein Problem dar. Allerdings sind bei einer möglichen weiteren Ausbreitung in naturnahen Lebensräumen naturschutzfachlich negative Auswirkungen möglich.

### *Solidago canadensis*

*Solidago canadensis* kommt mit einem Bestand im naturnahen Bereich der Fugnitz vor. Dieser ist individuenarm und kleinräumig. Die Auswirkungen auf die Begleitvegetation sind gering, naturschutzfachlich stellt *S. canadensis* derzeit kein Problem dar.

### *Solidago gigantea*

Die Vorkommen von *Solidago gigantea* sind innerhalb des Nationalparks häufig und mit mäßigen bis hohen Dichten vertreten. Die Bestände liegen durchwegs im naturnahen Bereich und es gibt noch zahlreiche potentielle Besiedelungsorte. Die Auswirkungen auf die Begleitvegetation sind derzeit noch mäßig, die Art ist allerdings in Ausbreitung begriffen. Auffällig ist die Besiedelung von ehemals von *I. glandulifera* besiedelten Flächen. Möglicherweise ist dies auf die die natürliche Begleitvegetation schwächende Mahd beim Springkrautmanagement zurückzuführen. Da die Art eine große Menge an Reservestoffen hat ist sie wenig empfindlich gegen Mahd und kann somit konkurrenzwächere Arten verdrängen. Die zusammenfassende naturschutzfachliche Bewertung ergibt daher für die derzeitigen Vorkommen mäßig negative Auswirkungen.

### *Syringa vulgaris*

*Syringa vulgaris* ist innerhalb des Nationalparks selten verwildert und hier ausschließlich in der unmittelbaren Umgebung von Hardegg anzutreffen. Es sind derzeit keine negativen Auswirkungen zu erkennen.

## **7.6 Effektivität des Managements**

Die Effektivität des Managements wurde einerseits anhand des Vergleichs der zehn Dauerquadratflächen ermittelt, andererseits durch den Vergleich der Entwicklung der Neophytenflächen von 2001.

Die gemanagten Flächen von *Robinia pseudacacia* zeigen den geringsten Erfolg, was einerseits auf die schwere Bekämpfung der Art im Allgemeinen zurückzuführen ist, andererseits auf mögliche Ungenauigkeiten beim Management selbst. Vor allem der Bestand an der steinernen Wand hat sich bezüglich der Dichte kaum verändert, da es zu einem massiven Austreiben der Wurzelschösslinge kommt. Diese wurden durch Mahd bekämpft, wobei jedoch ebenso aufkommende standortstypische Gehölze unbeabsichtigt entfernt wurden.

## **7.7 Empfehlungen für die Weiterentwicklung des Neophyten-Managements**

Die jeweiligen Managementempfehlungen für die einzelnen Neophytenbestände sind in den GIS-Dateien in den jeweiligen Attributtabeln enthalten.

### **7.7.1 *Fallopia x bohemica***

Der Handlungsbedarf zur Kontrolle und Zurückdrängung des Bastard-Staudenknöterichs im Nationalpark Thayatal ist als hoch einzustufen. Im Besonderen sind die neu etablierten Bestände im naturnahen Bereich am Kajabach zu entfernen. Weiters ist deren Ausgangsbestand am Ostrand von

Merkersdorf zurückzudrängen um die Wiederausbreitung zu verhindern. Diese Vorkommen bergen aufgrund der leichten Ausbreitbarkeit der Art durch verschwemmte Rhizomstücke (z. B. durch Hochwässer) eine besondere Gefahr als Ausgangsorte einer weiteren Ausbreitung. Die zwei Bestände an der Fugnitz stellen derzeit eine geringe Gefahr für den Nationalpark dar, sollten aber wenn möglich ins Management einbezogen werden. Die vorgeschlagenen Maßnahmen umfassen:

- Manuelle Bestandesreduktion (besonders bei kleinen und neuen Beständen im naturnahen Bereich der Kaja) durch möglichst tiefreichendes Ausstechen der Triebe; die ausgestochenen Triebe müssen entfernt werden, damit sie nicht wieder bewurzeln können. Wird diese Maßnahme im späten Frühling (Mai) durchgeführt können die Triebe auf nicht von Hochwasser erreichtem Terrain abgelagert werden und sterben innerhalb einiger Tage ohne Spross- oder Wurzelregeneration ab (vgl. Pyšek et al. 1995). Diese Maßnahme empfiehlt sich vor allem für die Bestände 9 und 11, die vier Polygone des Bestandes 15 südlich der Straße zur Feste Kaja sollten ebenso mit dieser Methode bekämpft werden.
- Aufnahme der Mahd (1-2x jährlich), diese Maßnahme führt allerdings nur zu einem Zurückdrängen der Art, eine vollständige Entfernung der Bestände ist durch das hohe Regenerationspotential der Rhizome nicht zu erwarten. Am besten geeignet erscheint diese Methode bei den Beständen E16, E30 und 31, sowie bei den zwei Polygonen von E2 im Bereich der Wiese an der Abzweigung zur Feste Kaja.
- alternativ könnten aus Effizienzgründen aufgrund der derzeit noch geringen Bestandesgröße auch Herbizidinjektionen (Hagemann 1995) angewandt werden; bevorzugt sollte diese Maßnahme bei den Vorkommen wenig naturnaher Standorte zur Anwendung gelangen (E16, E30)
- konsequente Anwendung der Maßnahmen bis zum Erlöschen der Bestände
- eine Prioritätenreihung der Bestände zur Umsetzung der Maßnahmen ist sinnvoll, wobei die gewässernahen Vorkommen innerhalb des Nationalparks am vordringlichsten zu bekämpfen sind
- beim Auffinden weiterer Bestände, Aufnahme selbiger ins Managementkonzept

Weiters ist die Verhinderung der weiteren Ausbreitung eine wesentliche flankierende Maßnahme. Beim Auffinden sich neu etablierender Bestände sind möglichst frühzeitig Bekämpfungsmaßnahmen (manuelle Entfernung) zu ergreifen.

### **7.7.2 *Impatiens glandulifera***

Der Handlungsbedarf zur Kontrolle und Zurückdrängung des Drüsigen Springkrautes im Nationalpark Thayatal ist als mäßig hoch einzustufen, da die Bestände gut auf das vorhergehende Management angesprochen haben. Allerdings sollte das Management abgeändert fortgeführt werden um ein vollkommenes Erlöschen der Bestände zu erreichen. Wesentlich ist die abgestimmte Umsetzung der Maßnahmen mit dem Nationalpark Podyji, da aufgrund der kurzen Lebensdauer der Art und der Konzentration der Bestände auf die Ufer der Thaya eine Ausbreitung über die Staatsgrenzen jederzeit möglich ist. Die vorgeschlagenen Maßnahmen zur Zurückdrängung umfassen:

- Aufnahme bzw. Weiterführung der Mahd bei relativ dichten oder großflächigen Beständen (1x jährlich, unmittelbar vor Beginn der Blütezeit), spätere Kontrollbegehung (Mitte August)

zur händischen Entfernung übersehener oder sich spät entwickelnder Pflanzen. Die betroffenen Bestände sind: 43, E10

- manuelle Bestandesreduktion (bes. bei lockeren Beständen, unmittelbar vor Beginn der Blütezeit) durch Ausreißen und mehrmaliges Knicken der Pflanzen, spätere Kontrollbegehung (Mitte August) zur händischen Entfernung übersehener oder sich spät entwickelnder Pflanzen. Diese Maßnahme empfiehlt sich für die restlichen Vorkommen von *Impatiens glandulifera*, der oben erwähnte Bestand E10 kann ebenfalls durch manuelles Entfernen gemanagt werden, da die Fläche jedoch eher groß ist werden hierbei allerdings möglicherweise Pflanzen übersehen.
- konsequente Anwendung der Maßnahmen bis zum Erlöschen der Bestände
- Monitoring der für die Art geeigneten Bereiche des Thayaufers zur frühzeitigen Auffindung allfälliger übersehener oder sich neu etablierender Bestände
- Monitoring der an den Nationalpark angrenzenden Fließstrecke der Fugnitz; bei einer allfälligen Ausbreitung der Vorkommen weiter flussabwärts als bisher in Nationalparknähe sollten diese in den Managementplan integriert werden, um eine permanente Einwanderung in den Nationalpark zu unterbinden.

### **7.7.3 Robinia pseudacacia**

Der Handlungsbedarf zur Kontrolle und Zurückdrängung der Robinie im Nationalpark Thayatal ist als hoch einzustufen. Vordringlich sind die Vorkommen in naturnahen Bereichen (Steinerne Wand, südlich Schloß Karlsruh, Reginafelsen, Maxplateau, bei Feste Kaja) zurückzudrängen. Die vorgeschlagenen Maßnahmen zur Zurückdrängung umfassen:

- Entfernung des Borkekrasses bei bereits geringelten, lebenden Bäumen im Frühsommer
- Selektive manuelle Entfernung der austreibenden Wurzelschösslinge 2 mal jährlich unter Belassung aufkommender standortstypischer Gehölze
- Ringelung (etwa in Brusthöhe) im Frühsommer auf  $\frac{9}{10}$  des Stamms zur Blütezeit unter Belassung der Begleitgehölze (Beschattung); der belassene Bereich soll im Folgejahr – falls es noch nicht zu einem kompletten Absterben der Robinie gekommen ist- entfernt werden. Um Stockausschläge zu verhindern sollte das Holz nicht beschädigt werden (vgl. SKEW 2009). Austreibende Wurzelschösslinge sind anschließend 1-2 x jährlich manuell zu entfernen; allenfalls Nachpflanzung standortstypischer Gehölze zur Ausdunkelung austreibender Robinien
- die großen, dichten Bestände am Burgberg von Hardegg können aus pragmatischen Gesichtspunkten (Akzeptanz in der Bevölkerung, isolierte Lage im Siedlungsgebiet) belassen werden; diese Bestände sollten aber einer weiteren Ausbreitung gehindert werden
- konsequente Anwendung der Maßnahmen bis zum Erlöschen der behandelten Bestände
- bei Auffindung übersehener oder sich neu etablierender Bestände Aufnahme dieser Vorkommen in den Managementplan, dies gilt vor allem für die Einwanderung in umliegende Wälder sowie Trockenstandorte
- Monitoring der Bestände der an den Nationalpark angrenzenden Kulturlandschaft; bei fortschreitender Ausbreitung im unmittelbaren Nahbereich des Nationalparks gelegener Bestände sollten diese in den Managementplan einbezogen werden.

Alternativ zur Ringelung kann aus Gründen der Maßnahmen- und Kosteneffizienz eine Modifizierung der Maßnahmen sinnvoll sein, wie sie im tschechischen Nationalpark Podyji durchgeführt wird (vgl. ÜBL 2002): die Robinien werden wie oben besprochen geringelt oder – alternativ zur Gänze – umgeschnitten. Haben die austreibenden Schösslinge eine Höhe von 2 m erreicht, so werden sie mit verdünnter Glyphosat-Säure besprüht und sterben anschliessend ab. Diese Maßnahme ist aber in naturnahen Lebensräumen nur sehr vorsichtig einzusetzen.

#### **7.7.4 Weitere Untersuchungsarten**

##### *Ailanthus altissima*

Das Vorkommen von *Ailanthus altissima* ist klein und leicht zu bekämpfen. Da die Individuen während der Kartierung entfernt wurden, ist künftig nur mehr eine gelegentliche Kontrolle am ehemaligen Fundort nötig.

##### *Buddleja davidii*

Das Vorkommen von *Buddleja davidii* ist leicht zu bekämpfen, jedoch schwer zugänglich. Die Pflanzen sollten knapp über dem Boden entfernt werden und Nachkontrollen in den Folgejahren durchgeführt werden. Aufgrund des Standorts und der derzeit geringen Wahrscheinlichkeit zur weiteren Ausbreitung ist auch die Nullvariante eine mögliche Alternative.

##### *Cotoneaster divaricatus*

*Cotoneaster divaricatus* kommt derzeit nur an einem Standort verwildert im Nationalpark vor. Durch ihr hohes Invasionspotential sollte das Vorkommen jedoch entfernt werden. Da es sich jedoch nur um eine Pflanze handelt, ist eine Entfernung am besten durch Ausgraben möglich. Eine Entfernung gestaltet sich sonst meist langwierig. Die Pflanze sollte vor der Fruchtreife abgeschnitten und die abgeschnittenen Pflanzenteile aufgrund der möglichen Neubewurzelung entfernt werden. Im selben Jahr sollten eine Kontrolle und ein Nachschneiden der Schösslinge erfolgen. Diese sind in großer Zahl zu erwarten. Anschließend müssen der Standort jedes Jahr zweimal kontrolliert und gegebenenfalls nachgeschnitten werden bis die Pflanzen endgültig abgestorben sind, was wahrscheinlich mindestens zwei Jahre in Anspruch nimmt (G. Frisson schriftl. Mitteilung).

##### *Cotoneaster horizontalis*

Siehe: 0 *Cotoneaster divaricatus*

##### *Galeobdolon argentatum*

Da die Vorkommen der Silber-Goldnessel im Nationalpark in eu- bis polyhemeroben Biototypen liegen und das Management anderer Neophyten derzeit dringlicher erscheint, ist die Nullvariante eine vertretbare Möglichkeit. Allerdings sind die Vorkommen kleinräumig und die Erfolgchancen eines Managements hoch. Es ist jedoch ist damit zu rechnen, dass eine Wiedereinwanderung aus den angrenzenden Gärten wahrscheinlich ist. Ein Management kann durch manuelle Entfernung vor der Samenreife durchgeführt werden, die Standorte sollten in den Folgejahren kontrolliert werden.



### *Helianthus tuberosus*

Der verwilderte Bestand südlich des langen Grundes wurde während der Kartierung entfernt und sollte im Frühjahr nachkontrolliert und bei Bedarf die Pflanzen ausgezogen werden.

### *Heracleum mantegazzianum*

Der Bestand am Pleißingbach wird gemäht, da die Ausbreitung in den Nationalpark nicht unmittelbar zu befürchten ist muss kein weiteres Management durchgeführt werden, allerdings sollte der Bestand einmal jährlich kontrolliert werden um eine eventuelle Ausbreitung frühzeitig zu erkennen.

### *Juglans regia*

Das Vorkommen von *J. regia* kann derzeit belassen werden, da es sich im naturfernen Bereich befindet und das Management anderer Neophyten derzeit dringlicher erscheint. Allerdings sollte die mögliche weitere Ausbreitung der Art beobachtet werden.

### *Mahonia aquifolium*

Das Invasions- sowie das Verdrängungspotential von *M. aquifolium* ist gemäß der schwarzen Liste als mäßig einzustufen. Die Art sollte zumindest an der weiteren Ausbreitung gehindert werden indem Jungtriebe sowie Fruchtstände entfernt und anschließend kompostiert oder verbrannt werden. Da es sich derzeit nur um ein Exemplar handelt ist eine vollständige Entfernung anzuraten. Der Bestand muss aufgrund der möglichen Ausläufer über längere Zeit kontrolliert werden (vgl. SKEW 2009).

### *Parthenocissus inserta*

Da selbst kleinste Sprosssteile dazu befähigt sind Wurzeln zu bilden und demnach die Pflanzenteile abtransportiert und durch Kompostierung mit Hygienisierung, Vergärung oder Kehrlichtverbrennung eliminiert werden müssen, ist aufgrund des Aufwands von einer Bekämpfung abzusehen (vgl. SKEW 2009). Da bisher auch keine negativen Auswirkungen auf die Begleitvegetation bekannt sind ist hier die Nullvariante eine vertretbare Möglichkeit.

### *Rudbeckia laciniata*

Die verwilderten Vorkommen von *Rudbeckia laciniata* sind kleinräumig, wenig dicht und auf den Ortsbereich von Hardegg beschränkt. Aufgrund dessen ist ein Management derzeit nicht unbedingt notwendig. Allerdings sollte die mögliche weitere Ausbreitung beobachtet werden. *R. laciniata* ist ein schnitt- und weideempfindlicher Neophyt (vgl. *Rudbeckia laciniata* [www.ufz.de](http://www.ufz.de) 2011), wodurch im Nationalpark in Bezug auf die derzeitigen Vorkommen eine Mahd (14) sowie manuelle Entfernung bei den übrigen Beständen am sinnvollsten erscheint. Bei Polygon 14 ist allerdings zu beachten, dass der Schlitzblatt-Sonnenhut gemeinsam mit *F. x bohemica* vorkommt und eine Mahd nur dann sinnvoll ist, wenn der Staudenknöterichbestand nur geschwächt werden soll. Weiters ist zu beachten, dass *R. laciniata* häufig in den Gärten in Hardegg kultiviert wird und mit weiterer Verwilderung zu rechnen ist.

## *Solidago canadensis*

Siehe 7.7.4.12 *Solidago gigantea*

## *Solidago gigantea*

*Solidago gigantea* ist wie auch *S. canadensis* schwierig zu bekämpfen. Ein Management muss die vollständige Entfernung der Art zum Ziel haben. Dieses gestaltet sich aufgrund der großen Menge an Reservestoffen äußerst schwierig, langwierig und daher kostenaufwändig. Daher ist auch die Nullvariante eine vertretbare Alternative. Sollte dennoch ein Management erfolgen hat sich bei kleineren Beständen eine manuelle Entfernung vor der Samenreife, bei feuchter Witterung empfohlen. Dadurch werden auch Teile des Rhizoms entfernt, wodurch die Bestände stark geschwächt werden und ein vollständiges Verschwinden möglich wird. Allerdings ist darauf zu achten, dass „der Boden bzw. die Vegetationsdecke möglichst wenig verletzt werden, um die Keimung der Goldrute nicht zu fördern“ (Floraweb 2011). Größere Bestände, wie an der oberen Bärenmühlenwiese können vorerst durch Mahd bekämpft werden. Diese muss zunächst zweischürig sein „da sich durch Neuaustrieb aus Stängel- und Rhizomknospen die Stängelanzahl anfangs erhöht. Der Schnitt sollte möglichst tief geführt werden“ (Floraweb 2011). Sind die Bestände dann geschwächt kann man auf eine einmalige Mahd Anfang Mai/Anfang Juni übergehen und in den Folgejahren nach Bedarf Mähen oder auf eine manuelle Entfernung zurückgreifen. Im Mai kann das Mähgut liegen gelassen werden, da es sich noch gut zersetzt, allerdings wird das Aufkommen der Begleitvegetation dadurch erschwert.

## *Syringa vulgaris*

Eine Bekämpfung der Vorkommen von *S. vulgaris* ist derzeit nicht notwendig. Die Bestände befinden sich innerhalb von Hardegg, eine Beobachtung der weiteren Entwicklung ist sinnvoll. Sollten Maßnahmen getroffen werden, kann man die Sträucher knapp über dem Boden kappen und diese Maßnahme bis zum Absterben der Pflanze jährlich wiederholen.

### **7.7.5 Empfehlungen für künftiges Monitoring der Dauerquadrate und Wiederholungskartierung**

Die Dokumentation der Entwicklung der Dauerquadrate wurde seit 2001 nicht mehr wiederholt. Um nun allerdings die Effizienz der weiteren Maßnahmen überprüfen zu können sollten folgende Monitoringmaßnahmen getroffen werden:

- vollständige Erhebung aller 20 Dauerquadrate in zweijährigem Turnus zur Hauptvegetationszeit (Juli/August) mittels Erhebungsbogen aus Anhang 2
- Aufnahme der Daten in die im Bericht enthaltene Datenbank „neothaya\_format2010“.

Weiters ist eine Wiederholungskartierung zur Evaluierung der Maßnahmen und Weiterentwicklung des Managementkonzepts in frühestens sechs Jahren sinnvoll, da vor allem das Management von *R. pseudacacia* langwierig ist und eine Effizienzkontrolle bei einer früheren Kartierung daher weniger aussagekräftig ist.

## 8 ZUSAMMENFASSUNG

Diese Studie enthält die Ergebnisse der Untersuchung ausgewählter Neophyten im und im Umkreis des Nationalparks Thayatal. Die Erhebungen wurden im Jahre 2010 durchgeführt, und sie werden vergleichend mit einer Ersterhebung im Jahr 2001 diskutiert.

Die Arbeit behandelt die Frage nach der Verbreitung und naturschutzfachlichen Bedeutung ausgewählter Neophyten im Nationalpark Thayatal, und sie liefert eine Kosten-Nutzen-Analyse der bislang umgesetzten Maßnahmen. Sie schafft somit die fachliche Grundlage für die Weiterentwicklung des vorliegenden Neophyten-Managementkonzepts. Zur Erfolgskontrolle der vorgeschlagenen Managementmaßnahmen wurde das vorhandene Monitoringnetz adaptiert und ausgebaut.

Nach einer Kurzdarstellung wichtiger Definitionen im Zusammenhang mit Neophyten werden die Hauptuntersuchungsarten *Fallopia x bohemica*, *Impatiens glandulifera* und *Robinia pseudacacia* sowie die 14 Nebenuntersuchungsarten in Artkapiteln beschrieben. Es werden für jede Art Ausbreitungsverhalten und -geschichte, Management Erfahrungen, Verbreitung und Häufigkeit in Österreich, spezielle Literatur und Naturschutzprobleme behandelt.

Alle Vorkommen der Hauptuntersuchungsarten (*Fallopia x bohemica*, *Impatiens glandulifera*, *Robinia pseudacacia*) wurden im Freiland erhoben und kartographisch erfasst. Nicht-graphische Daten wurden in einer Datenbank („neothaya\_format2010“) abgelegt. Insgesamt wurden 67 Vorkommen erhoben. Am häufigsten ist *Robinia pseudacacia* (v.a. in ortsnahen Gebieten und außerhalb des Nationalparks Thayatal). *Impatiens glandulifera* tritt in der Ufervegetation an der Thaya verbreitet auf, fehlt sonst aber. *Fallopia x bohemica* besitzt wenige, kleinflächige Vorkommen, überwiegend innerhalb oder am Rand von Siedlungen. Die aufgefundenen Nebenuntersuchungsarten sind überwiegend selten bis sehr selten, nur *Solidago gigantea* ist entlang der Thaya in größeren Beständen vorhanden.

Die Lebensraumbindung der untersuchten Zielarten wurde durch 19 Vegetationsaufnahmen dokumentiert. Als Grundlage für Monitoringmaßnahmen wurden 20 Dauerquadrate angelegt: 8 Dauerquadrate liegen in Robinienbeständen, 8 Dauerquadrate in Beständen des Drüsigen Springkrautes und 4 Dauerquadrate in Beständen des Japanischen Staudenknöterichs.

Anhand der erhobenen Daten wurden die Ergebnisse interpretiert und ein Managementplan für jede Untersuchungsart entwickelt. Hoher Handlungsbedarf besteht bei *Fallopia x bohemica* (derzeit wenig aufwändige Zurückdrängung dieser noch seltenen, jedoch in Ausbreitung befindlichen problematischen Art) und bei *Robinia pseudacacia* (v.a. aufgrund der Ausbreitungstendenz und der starken Vegetationsveränderungen der Bestände). Für *Impatiens glandulifera* wird der Handlungsbedarf als mäßig hoch eingestuft. Aufgrund der geringeren negativen Auswirkungen auf die Begleitvegetation, wird für diese Art auch die Nullvariante als naturschutzfachlich vertretbar eingestuft. Bei dieser Art sind die Maßnahmen mit dem Nationalpark Podyji abzustimmen.

Für mehrere Nebenuntersuchungsarten werden vorbeugende Managementmaßnahmen empfohlen, um frühzeitig am Beginn der Ausbreitung effizient vorbeugende Maßnahmen zu setzen.

Die Wirkungskontrolle der bisherigen Managementmaßnahmen zeigt, dass die gesetzten Maßnahmen unterschiedlich wirksam sind. Bei *Impatiens glandulifera* ist ein starker Rückgang der besiedelten Fläche im Nationalpark zu konstatieren, während bei *Fallopia x bohemica* und *Robinia pseudacacia* seit 2001 eine mäßige Ausdehnung der Bestände stattgefunden hat. Im Bericht werden zu diesen Arten mögliche Verbesserungsmaßnahmen des Managements diskutiert.

Die Analyse der Managementkosten zeigt, dass der überwiegende Teil der finanziellen Ressourcen (67 %) zur Bekämpfung der Robinie ausgegeben wurde, gefolgt vom Drüsigen Springkraut (29 %), während nur 4 % der Kosten auf den Staudenknöterich entfielen. Die Gesamtsumme der Managementkosten für den Zeitraum beläuft sich auf 56.554,40€ (ohne Inflationsanpassung), mit einem deutlichen Rückgang der jährlich anfallenden Kosten (2001: 7.654€; 2010: 3.248,2€).

## **9 DANKSAGUNG**

Die Bearbeiter möchten der Nationalparkverwaltung Thayatal, vertreten durch Christian Übl, für die angenehme und konstruktive Zusammenarbeit herzlich danken. Ebenso sei den ständigen Mitarbeitern, welche für die Umsetzung der Managementmaßnahmen zuständig waren, gedankt, die stets mit Rat und Tat zur Seite standen.

## 10 LITERATURVERZEICHNIS

### Informationsblätter:

Artensteckbriefe *Heracleum mantegazzianum*, *Solidago gigantea*, *Fallopia x bohémica*, *Robinia pseudacacia* <http://www.neophythenmanagement.de/index.php/de/neo-portals> (Zugriff am 29.05.2010)

Artensteckbriefe *Ailanthus altissima*, *Buddleja davidii*, *Fallopia x bohémica*, *Helianthus tuberosus*, *Heracleum mantegazzianum*, *Solidago gigantea*, *Solidago canadensis* <http://www.floraweb.de/handbuch.html> (Zugriff am 29.05.2011)

Artensteckbriefe *Rudbeckia laciniata*, *Syringa vulgaris*:  
[http://www.ufz.de/biolflor/taxonomie/taxonomie.jsp?ID\\_Taxonomie=2985](http://www.ufz.de/biolflor/taxonomie/taxonomie.jsp?ID_Taxonomie=2985) (Zugriff am 03.06.2011)

SKEW Schweizerische Kommission für die Erhaltung von Wildpflanzen (2009): Invasive gebietsfremde Pflanzen: Bedrohung für Natur, Gesundheit und Wirtschaft - Art der Watch-Liste Gewöhnliche Mahonie, *Mahonia aquifolium*. [http://www.cps-skew.ch/deutsch/inva\\_maho\\_aqu\\_d.pdf](http://www.cps-skew.ch/deutsch/inva_maho_aqu_d.pdf) (Zugriff am 29.05.2011).

SKEW Schweizerische Kommission für die Erhaltung von Wildpflanzen (2009): Invasive gebietsfremde Pflanzen: Bedrohung für Natur, Gesundheit und Wirtschaft - Art der Watch-Liste Topinambur, *Helianthus tuberosus*. [www.cps-skew.ch/fileadmin/template/pdf/inva.../inva\\_heli\\_tub\\_d.pdf](http://www.cps-skew.ch/fileadmin/template/pdf/inva.../inva_heli_tub_d.pdf) (Zugriff am 29.05.2011)

SKEW Schweizerische Kommission für die Erhaltung von Wildpflanzen (2009): Invasive gebietsfremde Pflanzen: Bedrohung für Natur, Gesundheit und Wirtschaft - Art der Watch-Liste Späte Goldrute, *Solidago gigantea* [www.cps-skew.ch/deutsch/inva\\_soli\\_gig\\_d.pdf](http://www.cps-skew.ch/deutsch/inva_soli_gig_d.pdf) (Zugriff am 30.12.2010)

SKEW Schweizerische Kommission für die Erhaltung von Wildpflanzen (2009): Invasive gebietsfremde Pflanzen: Bedrohung für Natur, Gesundheit und Wirtschaft - Art der Watch-Liste Gewöhnliche Jungfernebe, *Parthenocissus inserta*  
[www.cps-skew.ch/fileadmin/template/pdf/inva.../inva\\_part\\_ins\\_d.pdf](http://www.cps-skew.ch/fileadmin/template/pdf/inva.../inva_part_ins_d.pdf) (Zugriff am 29.05.2011)

### Bücher:

ADLER, W., OSWALD, K. & FISCHER, R. (1994): Exkursionsflora von Österreich. — Ulmer Verlag, 1.180 pp.

ANONYMUS (2001): Nationalpark Thayatal. Nationalpark von A-Z. — Broschüre, Nationalparkverwaltung Thayatal.

BALATOVA-TULACKOVA, E., MUCINA, L., ELLMAUER, T., & WALLNÖFER, S. (Hrsg.) (1993): Phragmiti-Magnocaricetea. — In: GRABHERR, G., & MUCINA, L. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 2: 79-130.

BÖCKER, R., GEBHARDT, H., KONOLD, W. & SCHMIDT-FISCHER, S. (1995): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, 215 pp.

BOSSARD, C., RANDALL, J. M. & HOSBOVSKY, M. C. (2000): Invasive Plants of California's Wildlands. — University of California Press, 360 pp.

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. — 3. Auflage, Springer Verlag (Wien - New York), 865 pp.

- CHYTRY, M. & VICHEREK, J. (2000): Die Waldvegetation des Nationalparks Podyji/Thayatal. — Academia (Prag), 166 pp.
- CHYTRY, M., GRULICH, V., TICHY, L. & KOURIL, M. (1999): Phytogeographical boundary between the Pannonicum and Hercynicum: a multivariate analysis of landscape in the Podyji/Thayatal National Park, Czech Republik/Austria. — Preslia **71**: 23-41.
- DRESCHER, A. & PROTS, B. (1996): *Impatiens glandulifera* Royle im südöstlichen Alpenvorland – Geschichte, Phytosoziologie und Ökologie. — Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark **126**: 145-162.
- ELLMAUER, TH. & MUCINA, L. (1993): Molinio-Arrhenatheretea. – In: MUCINA, L., GRABHERR, G., & ELLMAUER, T., (Hrsg.), Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 1: 297-401. G. Fischer Verlag (Jena).
- ESSL, F., DVORAK, M., ELLMAUER, TH., KORNER, I., MAIR, B., SACHSLEHNER, L. & VRZAL, W. (2001): Flächenscharfe Erhebung, Bewertung und GIS-Implementierung der gemäß den Richtlinien 79/409/EWG und 43/92/EWG zu schützenden Lebensräume in den von Niederösterreich nominierten Natura 2000 Gebieten. — Studie im Auftrag der NÖ. Landesregierung, 414 pp.
- ESSL, F., EGGER, G., ELLMAUER, TH. & AIGNER, S. (2001b): Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs: Rote Liste gefährdeter Waldbiotoptypen. — Bericht im Auftrag des Umweltbundesamtes Wien, 106 pp.
- ESSL, F. & RABITSCH, W. (Hrsg.) (2002): Neobiota in Österreich. — Monographie des Umweltbundesamtes.
- ESSL F. & WALTER J. (2005): Ausgewählte neophytische Gefäßpflanzenarten Österreichs. In: Wallner R. (Red.): Aliens. Neobiota in Österreich. *Grüne Reihe des BMLFUW*, Bd. **15**: 48-100.
- ESSL, F. & WALTER, J. (2002): Ausgewählte neophytische Gefäßpflanzenarten Österreichs. — Grüne Reihe des Bundesministeriums für Landwirtschaft und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- GRABHERR, G. & ELLMAUER, Th. (Hrsg.) (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 1: Anthropogene Vegetation. — G. Fischer Verlag (Jena), 578 pp.
- GRABHERR, G. & MUCINA, L. (Hrsg.) (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 2: Natürliche waldfreie Vegetation. — G. Fischer Verlag (Jena), 523 pp.
- GRULICH, V. (1997): Atlas rozšíření cévnatých rostlin národního parku Podyjí. Verbreitungsatlas der Gefäßpflanzen des Nationalparks Thayatal. — Masarykova Univerzita (Brno), 297 pp.
- HAGEMANN, W. (1995): Wuchsform und individuelle Bekämpfung des Japanknöterichs durch Herbizidinjektionen: ein vorläufiger Bericht. — In: BÖCKER, R., GEBHARDT, H., KONOLD, W. & SCHMIDT-FISCHER, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, p. 179-194.
- HARTMANN, E. & W. KONOLD, W. (1995): Späte und Kanadische Goldrute (*Solidago gigantea* et *canadensis*): Ursachen und Problematik ihrer Ausbreitung sowie Möglichkeiten ihrer Zurückdrängung. — In: BÖCKER, R., GEBHARDT, H., KONOLD, W. & SCHMIDT-FISCHER, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, p. 92-104.
- HARTMANN, E., SCHULDES, H., KÜBLER, R. & W. KONOLD (1995): Neophyten. Biologie, Verbreitung und Kontrolle ausgewählter Arten. — Ecomed Verlag (Landsberg).
- HOLZNER, W. (1971): Verbreitung und Vergesellschaftung von *Impatiens glandulifera* an der Leitha. — Mitt. Bot. Linz **3/1**: 45-80.
- HOLZNER, W. (1978): Nitrophile Saumgesellschaften in Niederösterreich und dem Burgenland. — Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich **116/117**: 99-110.
- JÄGER, E. (1995): Die Gesamtareale von *Reynoutria japonica* Houtt. und *R. sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai, ihre klimatische Interpretation und Daten zur Ausbreitungsgeschichte. — Schr.-R. f. Vegetationskde. **27**: 395-403.
- KLAUCK, E.-J. (1986): Robinien-Gesellschaften im mittleren Saartal. — Tuexenia **6**: 325-333.

- KLAUCK, E.-J. (1988): Die *Sambucus nigra-Robinia pseudoacacia*-Gesellschaft und ihre geographische Gliederung. — *Tuexenia* **8**: 281-286.
- KONOLD, W., ALBERTERNST, B., KRAAS, B. & R. BÖCKER (1995): Versuche zur Regulierung von *Reynoutria*-Sippen durch Mahd, Verbiß und Konkurrenz: Erste Ergebnisse. — In: BÖCKER, R., GEBHARDT, H., KONOLD, W. & SCHMIDT-FISCHER, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, p. 141-150.
- KOWARIK, I. (1991): Ökologische Risiken der Einführung nichteinheimischer 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. (1992): Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg und ihre Folgen für Flora und Vegetation. — *Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg*, Beiheft 3, 188 pp.
- KOWARIK, I. (1995): Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten als Problem des Naturschutzes? — In: BÖCKER, R., GEBHARDT, H., KONOLD, W. & SCHMIDT-FISCHER, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, p. 32-56.
- KOWARIK, I. (1996): Funktionen klonalen Wachstums von Bäumen bei der Brachflächen-Sukzession unter besonderer Beachtung von *Robinia pseudoacacia*. — *Verh. Ges. f. Ökologie* **26**: 173-181.
- 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. & BÖCKER, R. (1984): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Einbürgerung des Götterbaumes (*Ailanthus altissima* [Mill.] Swingle) in Mitteleuropa. — *Tuexenia* **4**: 9-29.
- KOWARIK I. (2011): Biologische Invasionen in Mitteleuropa. 2. Auflage. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- KRETZ, M. (1995): Praktische Bekämpfungsversuche des Staudenknöterichs (*Reynoutria japonica*) in der Ortenau. — In: BÖCKER, R., GEBHARDT, H., KONOLD, W. & SCHMIDT-FISCHER, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, p. 151-160.
- LUDWIG, M., GEBHARDT, H., LUDWIG, H. W. & SCHMIDT-FISCHER, S. (2000): Neue Tiere und Pflanzen in der heimischen Natur. — BLV (München), 127 pp.
- PYŠEK P., COCK M.J.W., NENTWIG W. & RAVN H.P. (eds.), Ecology and Management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). CAB International.

## **11 ANHANG 1: ERHEBUNGSBOGEN NEOPHYTENBESTÄNDE**



## 12 Anhang 2: Erhebungsbogen Dauerquadrate

## **13 Anhang 3: Lage und Verortung der Dauerquadrate**

## 14 Anhang 4: Rohdaten Dauerquadrate

## **15 Anhang 5: Rohdaten Neophytenbestände im Nationalpark**

## **16 Anhang 6: Rohdaten Neophytenbestände Fugnitz**

## 17 Anhang 7: Flächen-Dichtevergleich 2001 / 2010

## **18 Anhang 8: Lage der Kartenausschnitte im Nationalpark**

## **19 Anhang 9: Verbreitungskarten, Nationalpark**



## **20 Anhang 10: Verbreitungskarten, Fugnitz**

## **21 Anhang 11: Vegetationsaufnahmen**