Aus dem Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie
Universität Hohenheim
Fachgebiet: Landschaftsökologie und Vegetationskunde,
Prof. Dr. Reinhard Böcker

Die Bedeutung städtischer Gliederungsmuster für das Vorkommen von Pflanzenarten unter besonderer Berücksichtigung von *Paulownia tomentosa* (Thunb.) Steud. – dargestellt am Beispiel Stuttgart

Dissertation

zur Erlangung des Grades eines Doktors

der Agrarwissenschaften

der Fakultät III – Agrarwissenschaften I

von

Matthias Richter

aus Meckbach (Hessen)

2002

Die vorliegende Arbeit wurde am 06.05.2002 von der Fakultät III – Agrarwissenschaften I der Universität Hohenheim als „Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Agrarwissenschaften (Dr. sc. agr.)“ angenommen.

Tag der mündlichen Prüfung: 18.07.2002

Dekan:	Prof. Dr. K. Stahr
Berichterstatter, 1. Prüfer:	Prof. Dr. R. Böcker
Mitberichterstatter	Prof. Dr. I. Kowarik
2. Prüfer:	Prof. Dr. M. Kaupenjohann
3. Prüfer:	Prof. Dr. K. Hurle

Inhaltsverzeichnis

Seite

1 Einleitung ... 1
1.1 Einordnung des Themas in den Zusammenhang stadtökologischer Forschung ... 1
1.2 Aufgabenstellung ... 7

2 Anknüpfungspunkte zur Agglomerationsgliederung für die Stadtökologie ... 12
2.1 Übersicht zur Modellbildung innerhalb von Agglomerationen ... 12
2.2 Gliederung und Nutzungsdynamik der Agglomeration Stuttgart ... 15
2.3 Haben Differenzierungen auf der Ebene von Haupt-Landnutzungstypen Bedeutung für das Vorkommen spontaner Pflanzenarten? ... 27
2.3.1 Differenzierungen zum Vorkommen von *Paulownia tomentosa* hinsichtlich nutzungsbedingter, nutzungsgeschichtlich bedingter und klimatologischer Aspekte ... 27
2.3.2 Differenzierungen zum Vorkommen einiger spontaner Pflanzenarten hinsichtlich nutzungsbedingter, nutzungsgeschichtlich bedingter und weiterer standortökologischer Aspekte ... 34

3 Abgrenzung und Differenzierung der Kernstadt Stuttgart ... 43
3.1 Zur Abgrenzung der Kernstadt gegen benachbarte Siedlungseinheiten und andere Haupt-Landnutzungstypen ... 44
3.2 Zur Untergliederung der Kernstadt in Bebauungstypen ... 50
3.2.1 Definition des Begriffs Bebauungstyp ... 50
3.2.2 Methodik der Bebauungstypenkartierung ... 52
3.3 Anteile der Bebauungstypen an der Kernstadt ... 55
3.4 Verteilung der Bebauungstypen in der Kernstadt ... 59
3.5 Ergebnisse und Interpretationen zum Vorkommen von *Paulownia tomentosa* auf der Ebene der Bebauungstypen ... 70
3.5.1 Verteilung von *Paulownia tomentosa* auf Bebauungstypen der Kernstadt ... 70
3.5.2 Zur Abhängigkeit spontaner Wuchsorte des Blauglockenbaumes von der Entfernung zu potentiellen (fruchtenden) Elternbäumen ... 74
3.5.3 Die Bedeutung historischer Anpflanzungen von *Paulownia tomentosa* für deren Ausbreitungsdynamik ... 78

4 Lassen sich die untersuchten Bebauungstypen hinsichtlich ihrer ökologischen Eigenschaften voneinander differenzieren? ... 81
4.1 Floristische Ähnlichkeit von Bebauungstypen ... 81
4.2 Unterschiede zwischen Bebauungstypen hinsichtlich ihrer Flächennutzungen (Bodennutzungstypen) ... 88
4.2.1 Zur Definition des Begriffs Bodennutzungstyp ... 88
4.2.2 Methodik zur Aufnahme der Bodennutzungstypen ... 92
4.2.3 Weitere Differenzierung der Bebauungstypen durch Versiegelungsstufen ... 93
4.2.4 Ergebnisse der Bebauungstypendifferenzierung ... 95

5 Quantitativ standortökologische und vegetationskundliche Kennzeichnung der Bodennutzungstypen 106
5.1 Bodenkundliche Charakterisierung der Bodennutzungstypen 106
5.1.1 Methodik 106
5.1.1.1 Untersuchte Parameter und Probenahme 106
5.1.1.2 Auswertung 110
5.1.2 Ergebnisse 110
5.2 Maximale Oberflächentemperaturen der Bodennutzungstypen im Sommer 121
5.3 Kennzeichnung von Bodennutzungstypen durch charakteristische Pflanzenarten 126
5.3.1 Methodik und wissenschaftstheoretische Vorbemerkung 126
5.3.1.1 Auswahl der Probeblöcke 128
5.3.1.2 Auswahl der Bodennutzungstypen in den Probeblöcken 130
5.3.1.3 Erläuterungen zur Flächengröße der Vegetationsaufnahmen und zum Verständnis der Stetigkeitstabelle (Tab. 5.3) 132
5.3.1.4 Entwicklung eines „kombinierten Verfahrens“ zur Vegetationsaufnahme in Anlehnung an bestehende Skalen 135
5.3.2 Ergebnisse 137

6 Zusammenfassung räumlicher Aspekte zur Musterbildung von Pflanzenarten und die Möglichkeiten der kausalen Vegetationsanalyse mit Hilfe des „ökologisch-räumlichen Steckbriefs“ 189
6.1 Zusammenfassung räumlicher Aspekte zur Musterbildung von Pflanzenarten am Beispiel *Paulownia tomentosa* 189
6.2 Die Verteilung von zwanzig Pflanzenarten auf das Spektrum der Bodennutzungstypen 192
6.3 Der „ökologisch-räumliche Steckbrief“ von *Paulownia tomentosa* in seiner Bedeutung für das von ihr besiedelte Bodennutzungstypenspektrum 195
6.4 Einige Bemerkungen zu steckbrieflich erfaßten und weiteren Pflanzenarten 203

7 Synopse der Ansätze zur Erklärung des städtischen Pflanzenartenmosaiks 217
7.1 Der artspezifische Ansatz 218
7.2 Der auf vegetationskundliche Aufnahmeflächen bezogene räumlich-konkrete Ansatz 220
7.3 Der Ansatz der quantitativen Verteilung von Bodennutzungstypen in der Stadt im Hinblick auf die potentiellen Wuchsorte von Pflanzenarten 222

8 Zusammenfassung 225

9 Literatur: 229

10 Anhang 261

Abbildungsverzeichnis

Seite

Abb. 1: Skalenmodell stadtökologischer Forschungsebenen 8

Abb. 2.1: Agglomerationsmodell 16

Abb. 2.2.1: Übersicht und Bezeichnung der hervorgehobenen Siedlungen und der Bahnverbindung 21

Abb. 2.2.2: Entwicklung von Bebauung und Verkehrswegen im Raum Stuttgart-Ludwigsburg von 1898 bis 1978 22

Abb. 2.3: Einwohnerdichte in Deutschland im Jahr 2000 26

Abb. 2.4: Verteilung von spontanen Paulownien in Abhängigkeit von Haupt-Landnutzungstypen in der Agglomeration Stuttgart 29

Abb. 2.5: Verteilung von spontanen Paulownien in Abhängigkeit von der Jahresmitteltemperatur in der Agglomeration Stuttgart 32

Abb. 3.1: Gliederung des Stadtgebiets nach Stadtbezirken, Stadtteilen und Stadtvierteln 46

Abb. 3.2: Abgrenzung der Kernstadt auf der Basis eines Luftbildes 47

Abb. 3.3: Siedlungsflächenentwicklung der Kernstadt Stuttgart 49

Abb. 3.4: Entwicklung der Einwohnerzahlen Stuttgarts von 1400 bis 1910 50

Abb. 3.5: Anteile der Bebauungstypen an der (um industrielle Areale erweiterten) Kernstadt 57

Abb. 3.6: Verteilung der Bebauungstypen in der Kernstadt Stuttgart 60

Abb. 3.7: Anteile der Bebauungstypen an Stadtbezirken der Kernstadt 64

Abb. 3.8: Kartographische Übersicht der spontanen und gepflanzten Paulownien der Kernstadt 71

Abb. 3.9: Prozentuale Verteilung der Wuchsorte spontaner Paulownien auf Bebauungstypen 72

Abb. 3.10: Kartographische Darstellung des Abstands spontaner Paulownien zu potentiellen Elternbäumen 76

Abb. 3.11: Abstand spontaner Paulownien zu potentiellen Elternbäumen 77

Abb. 4.1: Floristische Ähnlichkeitsklassen (Jaccard-Index) von 33 Probeblöcken verschiedener Bebauungstypen 83
Abb. 4.2: Stetigkeitsklassen der spontanen und subspontanen höheren Pflanzenarten in der Krautschicht 85
Abb. 4.3: Mittlere prozentuale Flächenanteile von Bodennutzungstypen an Baublöcken mit Blockbebauung....97
Abb. 4.4: Mittlere prozentuale Flächenanteile von Bodennutzungstypen an Baublöcken mit Einzelhausbebauung....97
Abb. 4.5: Mittlere prozentuale Flächenanteile von Bodennutzungstypen an Baublöcken mit Zeilenbebauung 98
Abb. 4.6: Mittlere prozentuale Flächenanteile von Bodennutzungstypen an Baublöcken mit Großformbebauung....98
Abb. 4.7: Mittlere prozentuale Flächenanteile von Bodennutzungstypen an Baublöcken mit Friedhofsanlagen 99
Abb. 5.1: C/N-Verhältnisse der Bodennutzungstypen (Mittelwerte und Standardabweichung) 111
Abb. 5.2: pH($CaCl_2$)-Werte der Bodennutzungstypen (Mittelwerte und Standardabweichung) 118
Abb. 5.3: Durchschnittliche Maximumtemperaturen der Bodennutzungstypen an einem heißen Sommertag 123

Anhang

Abb. 9.1: Stuttgart und Umgebung von J. A. Riediger 1745. Reproduktion von Karte Nr. 52, S. 66 in: HAGEL, J. (1984): Stuttgart im Spiegel alter Karten und Pläne. Stuttgart: 143 S. 262
Abb. 9.2.1: pH($CaCl_2$)-Werte aller Bodennutzungstypen....263
Abb. 9.2.2: Anorg. Kohlenstoff (%)....263
Abb. 9.2.3: NO_3/NH_4-Verhältnis aller Bodennutzungstypen....264
Abb. 9.2.4: NO_3/NH_4-Verhältnis einiger Bodennutzungstypen....264

Abb. 9.2.5: Organ. Kohlenstoff (%) aller Bodennutzungstypen.....265
Abb. 9.2.6: Gesamt-Stickstoff (%) aller Bodennutzungstypen 265
Abb. 9.2.7: Gesamt-Phosphat aller Bodennutzungstypen.....266
Abb. 9.2.8: P_2O_5 (mg/100g) aller Bodennutzungstypen 266
Abb. 9.2.9: Effektive Austauschkapazität (cmol c /kg) 267
Abb. 9.2.10: Lösliches Kalium aller Bodennutzungstypen 267
Abb. 9.2.11: Zink (mg/kg) aller Bodennutzungstypen 268
Abb. 9.2.12: Blei (mg/kg) aller Bodennutzungstypen.....268
Abb. 9.2.13: Nickel (mg/kg) aller Bodennutzungstypen 269
Abb. 9.2.14: Cadmium (mg/kg) aller Bodennutzungstypen.....269
Abb. 9.2.15: Bodengewicht (g/l) aller Bodennutzungstypen 270
Abb. 9.3: Musterblatt zur Schätzung der Deckung von Pflanzenarten bei Vegetationsaufnahmen nach der in Kap. 5.3.1.4 dargestellten Skala 271
Abb. 9.4: Mitteltemperatur der Wintermonate 1987/88 bis 1997/98 im Vergleich mit der Mitteltemperatur der Wintermonate 1961/62 bis 1990/91 in Stuttgart-Hohenheim.....272
Abb. 10: Lage der Bodenprobenahmeflächen 273
Abb. 11: Untersuchungsdesign zur Lage der Baublöcke mit Bodennutzungstypen, in denen bevorzugt Vegetationsaufnahmen durchgeführt wurden.....274

Anmerkung:

Im Verlauf der Publikation trat durch die Umwandlung der Word-Datei in eine pdf-Datei bei den Graphiken eine Qualitätsverschlechterung auf.

Gedruckte Exemplare dieser Dissertation mit qualitativ verbessertem Druckergebnis sind bei der Zentralbibliothek der Universität Hohenheim ausleihbar.

Tabellenverzeichnis

Seite

Tab. 2.1: Übersicht zu den Schwerpunktvorkommen ausgewählter Pflanzenarten hinsichtlich Haupt-Landnutzungstypen und einiger Bodennutzungstypen, ergänzt um die Einwanderungszeit der Arten in Stuttgart....36
Tab. 3.1: Zusammenfassende Darstellung der Bebauungstypenanteile....57
Tab. 3.2: Lage, Anordnung und Form von Bebauungstypen in Kernstädten....62
Tab. 4.1: Prozentuale Flächenanteile einiger Bebauungstypen in der Zuordnung zu Versiegelungsstufen im Untersuchungsgebiet der Kernstadt Stuttgart....94
Tab. 5.1.1: Erläuterung der relativen Einstufung und Symbolik für Tab. 5.1.2 108
Tab. 5.1.2: Kennzeichnung von Bodennutzungstypen anhand ausgewählter Parameter....109
Tab. 5.2: Vergleich der Skala zur Vegetationsaufnahme mit anderen Verfahren der Deckungsschätzung 137
Tab. 5.3: Stetigkeit und mittlere Deckung ausgewählter Pflanzenarten in ihrer Verteilung auf Bodennutzungstypen....139
Tab. 6.1: Vorkommensschwerpunkte einiger Pflanzenarten innerhalb des Spektrums der Bodennutzungstypen....194
Tab. 6.2: Ökologisch-räumlicher Steckbrief für *Paulownia tomentosa* 196

Anhang

Tab. 9.1: Tabellarische Übersicht zu den untersuchten Bodenproben....275
Tab. 9.2.1: Ökologisch-räumlicher Steckbrief für *Hedera helix* 276
Tab. 9.2.2: Ökologisch-räumlicher Steckbrief für *Taxus baccata*....277
Tab. 9.2.3: Ökologisch-räumlicher Steckbrief für *Lamium argentatum* 278
Tab. 9.2.4: Ökologisch-räumlicher Steckbrief für *Geum urbanum*....279
Tab. 9.2.5: Ökologisch-räumlicher Steckbrief für *Cirsium arvense*....280
Tab. 9.2.6: Ökologisch-räumlicher Steckbrief für *Tussilago farfara* 281

Tab. 9.2.7: Ökologisch-räumlicher Steckbrief für *Stellaria media*.....282
Tab. 9.2.8: Ökologisch-räumlicher Steckbrief für *Euphorbia peplus* 283
Tab. 9.2.9: Ökologisch-räumlicher Steckbrief für *Cardamine hirsuta*.....284
Tab. 9.2.10: Ökologisch-räumlicher Steckbrief für *Rumex obtusifolius*.....285
Tab. 9.2.11: Ökologisch-räumlicher Steckbrief für *Ranunculus ficaria* 286
Tab. 9.2.12: Ökologisch-räumlicher Steckbrief für *Puschkinia scilloides*.....287
Tab. 9.2.13: Ökologisch-räumlicher Steckbrief für *Viola odorata*.....288
Tab. 9.2.14: Ökologisch-räumlicher Steckbrief für *Plantago media*.....289
Tab. 9.2.15: Ökologisch-räumlicher Steckbrief für *Veronica filiformis*.....290
Tab. 9.2.16: Ökologisch-räumlicher Steckbrief für *Pseudofumaria lutea*.....291
Tab. 9.2.17: Ökologisch-räumlicher Steckbrief für *Hordeum murinum* 292
Tab. 9.2.18: Ökologisch-räumlicher Steckbrief für *Oxalis corniculata*.....293
Tab. 9.2.19: Ökologisch-räumlicher Steckbrief für *Eragrostis minor*.....294
Tab. 10.1 bis 10.14: Erläuterungen 295
Tab. 10.1: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Wäldchen.....298
Tab. 10.2: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Gebüsch 301
Tab. 10.3: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Hecken- und Gebüschrand.....303
Tab. 10.4: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Bodendecker.....306
Tab. 10.5: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Rindenmulch 308
Tab. 10.6: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Beet.....310
Tab. 10.7: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Blumenkübel 312
Tab. 10.8: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Wiese.....313
Tab. 10.9: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Rasen unter Baum.....317
Tab. 10.10: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Rasen.....319
Tab. 10.11: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Rasengitterstein 322
Tab. 10.12: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Pflasterritzen 325
Tab. 10.13: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Mauerfüße und Gebäudesäume.....327
Tab. 10.14: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Schotter und Grus.....329

1 Einleitung

1.1 Einordnung des Themas in den Zusammenhang stadtökologischer Forschung

Diese Arbeit wird als Beitrag zum Arbeitsgebiet der Stadtökologie verstanden. Nach HARD (1982a, S. 233) ist der Ökologie-Begriff vieler Geographen gegenüber dem Ökologie-Begriff der Biologen eher diffus und populär. Besonders bei Laien ist ein Begriffswirrwar eher die Regel denn die Ausnahme. Um dem (soweit möglich) vorzubeugen, sind einige definitorische Vorbemerkungen angebracht.

SUKOPP & TREPL (1993) unterscheiden zwei gebräuchliche Verwendungen des Begriffs Stadtökologie: „[...] auf der Ebene der Politik und Planung als Bezeichnung gewisser Handlungssysteme, insbesondere von Stadtumgestaltungsprogrammen, d.h. in einem normativen Sinn und – innerhalb der Wissenschaft als Teil der Biologie, nämlich als auf urbane Gebiete bezogene Ökologie." Diese beiden Auffassungen spiegeln sich beispielsweise exemplarisch in einigen Beiträgen wider, die anläßlich des ersten Arbeitstreffens des Arbeitskreises Stadtökologie in der Gesellschaft für Ökologie publiziert wurden. Hierbei legen TREPL (1994) und REBELE (1994) ihr Erkenntnisinteresse auf eine naturwissenschaftlich orientierte Stadtökologie, während FINKE (1994) für eine politisch ausgerichtete Stadtökologie plädiert. Der Bezugsrahmen dieser Dissertation ist in erster Linie die naturwissenschaftliche Stadtökologie, erweitert um einige Bemerkungen zum Naturschutz.
Da der Begriff Stadtökologie sich aus zwei Substantiven zusammensetzt, kann dessen Verständnis aus der Definition von „Stadt" und „Ökologie" gewonnen werden.

Zur Definition der Ökologie als Fachdisziplin bemerkt KUTTLER (1995, S. 5): "Da Umwelt sowohl durch die physikochemischen Einwirkungen der Umweltmedien als auch durch organismische Einflüsse – zu denen diejenigen des Menschen selbstverständlich auch zu zählen haben – bestimmt wird, muß Ökologie eine integrierende

Fachdisziplin sein, die natur-, letztlich aber auch gesellschaftswissenschaftliches Gedankengut verbindet und bei aller notwendigen analytischen Betrachtungsweise dem ganzheitlichen Anspruch verpflichtet bleibt.“ Inhaltlich analog hierzu sind Überlegungen und die Forschungspraxis zur Erklärung der Ruderalvegetation von HARD (siehe z.B. 1998, S. 187). Ein interessantes Beispiel hierzu (HARD 1996), welches die Erklärung und Bedeutung der Vegetation deutscher Fußballplätze thematisiert: Wenn man bei der Beschreibung der Sportrasenvegetation die Regeln des Fußballspiels nicht kenne und somit den ungleich verteilten Einfluß durch Betreten nicht einzuschätzen und zu interpretieren wisse, dann fehle der Analyse ein entscheidender Aspekt. SUKOPP (1990, S. 45) zieht im Abschluß eines Kapitels über die Berliner Siedlungs- und Stadtgeschichte das Fazit, daß diese einen entscheidenden Einfluß auf die Entwicklung des Artenbestandes und der Vegetation habe.

Ein langfristig angelegtes Forschungsprojekt in den USA (LTER, Long-Term Ecological Research) versucht beispielhaft in den Agglomerationen Phoenix und Baltimore die Verknüpfung zwischen naturwissenschaftlichen und sozialwissenschaftlichen Untersuchungsmethoden im Rahmen stadtökologischer Fragestellungen herzustellen (GRIMM & al. 2000).

Nach BRÖRING & WIEGLEB (1990) befaßt sich die ökologische Forschung „[...] mit der Beschreibung und Erklärung der Verteilung von Individuen, Arten und Biozönose-Einheiten in Raum und Zeit sowie der Vorhersage dieser Verteilungen [...].“ Der entscheidende Einfluß der menschlichen Nutzungen für die Ausprägung städtischer Vegetation wird in vielen stadtökologischen Untersuchungen hervorgehoben (vgl. z.B. KOWARIK 1990). Der Verteilung dieser Nutzungen im Stadtraum wurde demgegenüber vergleichsweise geringe Bedeutung zugemessen. Daher sind die auftretenden Abhängigkeiten bislang nur grob umrissen worden. Zu einem ganzheitlichen Verständnis städtischer Biozönosen gehört ferner die Auseinandersetzung mit der Stadtgeschichte. Baustile, als Resultat der Wechselwirkung zwischen Architektur-,

Wirtschafts- und Sozialgeschichte, haben ganz erheblichen Einfluß auf die Verteilung der Biozönosen im städtischen Raum, wie z.B. KUNICK (1974) bei seiner wegweisenden Arbeit über Berlin herausarbeitet.

Prinzipiell lassen sich zwei unterschiedliche Vorgehensweisen zur Untersuchung der spontanen Vegetation von Städten unterscheiden. Ein Ansatz versucht, in Anlehnung an das pflanzensoziologische System von BRAUN-BLANQUET (1964) Pflanzengesellschaften in Städten auszuscheiden, gelegentlich verbunden mit der Beschreibung standortökologischer Eigenschaften, unter denen diese Gesellschaften anzutreffen sind (siehe z.B. WITTIG 1991, S. 97–150, MÜLLER 1998 und GRIESE 1999, S. 18–145). Ein weiterer Ansatz versucht, die städtischen Nutzungen zu differenzieren und ökologisch zu charakterisieren sowie diesen Nutzungen charakteristische Pflanzenarten und Pflanzengemeinschaften zuzuordnen (z.B. WITTIG 1991, S. 151–198, GILBERT 1994, GRIESE 1999, S. 145–182).

In der vorliegenden Untersuchung wird versucht, konsequent den zweiten Ansatz anzuwenden bzw. auszubauen. In Arealen, in denen hinsichtlich der Präsenz von Pflanzenarten Einflüsse innerhalb kurzer Zeitabschnitte relativ schnell wechseln können so wie in Städten, d.h. dort, wo die individuelle Kombination von spontanen bzw. subspontanen Pflanzenarten sehr variabel ist, erscheint dieser Ansatz oft angemessener. Das Vorgehen wird durch ein Zitat von SUKOPP & WERNER (1982, S. 28) bekräftigt: „Plant community structure is also influenced by the rapid change in urban environments. [...] Starting off with phases of degradation or specific fragmentary communities, development will lead to more and more uniform, anthropogenous communities without any clear recognisable characteristics which will be increasingly difficult to classify syntaxonomically and to assess.“ Auf die Grenzen der Anwendung des pflanzensoziologischen Ansatzes in großen Städten weist bereits FALINSKY (1971) hin. Diesbezüglich kritisch äußert sich ebenfalls SAILER (1990, S. 108). Einer der Gründe für die Heterogenität der Zusammensetzung von Pflanzengemeinschaf-

ten ist in der Vielfältigkeit kultivierter Arten und in deren Diasporenvorrat zu sehen: Hierzu RUDNICKY & McDONNELL (1989): „A study of an old growth, remnant forest at the New York Botanical Garden, Bronx, NY revealed that non-native species make up to 80% of the seed pool." Die räumlich variable Diasporenbank und der Wandel an Nutzungseinflüssen (siehe z.B. HARD 1998) führen dazu, daß viele der heutigen städtischen Pflanzengemeinschaften im Gegensatz zu Pflanzengemeinschaften in traditionellen Nutzungssystemen (und unter diesen Bedingungen entstand des pflanzensoziologische System) zu instabil sind, um die traditionellen Arbeitsweisen (gemäß dem Ansatz von BRAUN-BLANQUET 1964) sinnvoll anwenden zu können. Weiterführende kritische Anmerkungen hierzu finden sich bei RICHTER & al. (1999) und BÖCKER & REIDL (1995).

Dem pflanzensoziologichen Ansatz soll daher ein Potentialansatz unterschiedlicher Bodennutzungstypen in Kombination mit einem Ansatz der ökologischen Eigenschaften von Pflanzenarten (Kap. 6) in nutzungsgeschichtlicher Perspektive gegenübergestellt werden.

Während sich das ökologische Forschungsprogramm, die Beschreibung und Erklärung der Verteilung von Individuen, Arten und Biozönose-Einheiten in Raum und Zeit, gut umschreiben läßt, bringt die Definition des zu untersuchenden Raumes, der Stadt, größere Probleme mit sich. Wenngleich von Stadtökologen die Notwendigkeit erkannt wurde, die räumlichen Grenzen und die ökologischen Besonderheiten der Stadt herauszuarbeiten, so gibt es trotz jahrzehntelanger Forschung keinen überzeugenden Ansatz für komplexe Stadt- bzw. Siedlungssysteme, die als Agglomerationen bezeichnet werden, wenngleich dieses Problem von vielen (z.B. von AUBE 1985, S. 5, BREUSTE 1994, S. 71, HOFFMANN & al. 1999, REBELE 1994, S. 35, TREPL 1994, S. 18 u. S. 20 und WITTIG & al. 1989, S. 70) erkannt wurde. Statt dessen orientiert sich stadtökologische Forschung zumeist an den politischen Grenzen des Stadtgebietes (siehe SUKOPP & WERNER 1982). Dies gilt besonders für die von den Kommu-

nen in Auftrag gegebenen Stadtbiotopkartierungen. Hierzu gibt es einige Ausnahmen, wie z.B. Transektstudien zu Karlsruhe von ZINOW & MEURER (1995) und zu Stuttgart von GRUNICKE & al. (1999).

Um städtische Einflüsse auf die Pflanzengemeinschaften zu beschreiben und zu analysieren, wird ein integrativer, hierarchisch strukturierter Ansatz gewählt. In vielen Fällen ist es angemessen, von Agglomerationen oder Ballungsräumen zu sprechen anstatt von Städten, zumindest aber Städte als Agglomerationen aufzufassen. Dabei wird davon ausgegangen, daß die vegetationsverändernden, spezifisch städtischen Nutzungen über politische Grenzen hinweg reichen. Den Ausgangspunkt der Untersuchung bildet ein Begriffsverständnis der Stadt, das in einem Zitat von LICHTENBERGER (1991, S. 46 f.) zum Ausdruck kommt: „Überall dort, wo die Eingemeindung mit der Expansion der städtischen Siedlungen nicht Schritt halten konnte, sind neue städtische Gebilde entstanden, welche im folgenden unter dem Dachbegriff der Agglomeration zusammengefaßt werden. [...] Großstädte und selbst Mittelstädte sind zu Agglomerationen geworden, so daß im allgemeinen nur mehr Kleinstädte als Städte im engeren Wortsinn bezeichnet werden können und andererseits in den Agglomerationen Kernstädte und Suburbs sich als soziale Organisationssysteme zunehmend voneinander sondern."

Nach FELDERER & ZIMMERMANN-SCHWIER (1993) besteht eine Agglomeration aus einer oder mehreren Stadtregionen und ihrem Umland. Eine Stadtregion umfaßt die Kernstadt und die ringförmig gelegenen Außenzonen. Ähnlich verwendete Begriffe sind in Deutschland „Ballungsgebiet" bzw. „Ballungsraum", in Großbritannien „conurbation" und in den USA „metropolitan area".
SCHLIEBE & TESKE (1969) verstehen unter Ballungsgebieten Großagglomerationen mit mehr als 500.000 Einwohnern auf einer Fläche von mindestens 500km^2. Während in Deutschland der Begriff „Ballungsgebiet" oft benutzt wird, so ist international der Begriff der Agglomeration der gebräuchlichere und flexiblere. Nach dieser Definition

gehört der an das politische Stadtgebiet Stuttgarts sich anschließende städtisch geprägte Raum (von Esslingen über Ludwigsburg, Sindelfingen, Böblingen und Nürtingen) zur Stuttgarter Agglomeration. Die von Geographen definierten detaillierten Begriffsunterschiede sind im Zusammenhang dieser Arbeit weniger bedeutsam.

Die Notwendigkeit, die Stadt als Agglomeration neu zu begreifen, liegt nicht in der fortschreitenden Suburbanisierung begründet, die es schon seit mehr als 100 Jahren gibt (vgl. SCHULTZE-NAUMBURG 1909), sondern darin, daß die Erweiterung der politischen Stadtgrenzen durch Eingemeindungen heute mit diesen Wachstumsprozessen nicht mehr Schritt halten kann.

Die Definition der Stadt als Gegenstand ökologischer Forschung (ähnlich lautet der Titel einer Publikation von SUKOPP (1973): Die Großstadt als Gegenstand ökologischer Forschung) sollte sich an ökologischen Fakten orientieren. Unter einer Stadt im ökologischen Sinn wird daher der städtische Nutzungseinfluß verstanden, der im geschlossen bebauten Bereich und darüber hinaus durch vegetationskundlich erfaßbare Veränderungen auch in anderen Nutzungssystemen, wie in Wäldern oder landwirtschaftlichen Flächen, sichtbar wird. Diesen Bereich könnte man in Anlehnung an FORMAN (1999), der bezogen auf Straßen eine „road-effect zone" benennt, als „city-effect zone" bezeichnen. Einen ähnlichen Ansatz verfolgen THEOBALD & al. (1997), die bezüglich der Fluchtdistanzen von Wildtieren in Abhängigkeit von zunehmender Besiedlung eine „building-effect distance" bzw. „disturbance zone" berechnen.

Unter der Perspektive eines funktionalen Begriffsverständnisses der Stadt Stuttgart, das heute angemessen erscheint (vgl. MARKELIN & MÜLLER 1985, S. 149), reichen städtische Nutzungseinflüsse und damit verknüpfte Vegetationsveränderungen durch Suburbanisierungsprozesse und Verkehrswege über die politischen Stadtgrenzen hinaus und gehen fließend in Bereiche über, die eher ländlich geprägt sind. Die entwickelte Definition einer heutigen Großstadt als Agglomeration am Beispiel Stuttgarts ist an

den Nutzungen und der Vegetationsausprägung orientiert. Eine eindeutige, generell gültige Definition der Stadt läßt sich nach HEINEBERG (1993, S. 3) nicht geben. Beispielsweise wurde die Stadt im Mittelalter nicht als räumliche Einheit aufgefaßt, sondern als ein rechtlich definierter Zusammenhang: Die Stadtrechte brachten für die Bürger erhebliche Vorteile mit sich, wie z.B. einen besseren Schutz gegen Überfälle und Plünderungen. Aus dieser Zeit stammt der Satz: „Stadtluft macht frei".

Bisherige stadtökologische Ansätze, Agglomerationen zu beschreiben und modelltheoretisch festzuhalten, vgl. SUKOPP (1990, S. 47) und WITTIG (1991, S. 19), sind erweiterungs- bzw. revisionsbedürftig. Die Unterscheidung eines inneren und eines äußeren Stadtrandes beispielsweise – für beide genannten Modelle zentral – erscheint für Stuttgart nicht möglich, ebensowenig wie z.B. für das Ruhrgebiet gemäß AUBE (1985, S. 58). HARD (1998, S. 14) entwirft ein ringkonzentrisches Modell der Osnabrücker Kernstadt, welches durch ein Gewerbe- und Industrieband durchzogen wird, beschränkt sich dabei jedoch explizit auf „die Stadtstruktur" ohne die Eingemeindungen von 1970/72.

Die vorangestellten Überlegungen und Begriffsdefinitionen bilden den Bezugsrahmen für die Aufgabenstellung.

1.2 Aufgabenstellung

Die Bedeutung städtischer Gliederungsmuster für das Vorkommen von spontanen und subspontanen Pflanzenarten ist Untersuchungsobjekt dieser Arbeit. Anhand von Beispielen werden sowohl unter Aspekten der räumlichen Gliederung als auch unter ökologischen Gesichtspunkten die Abhängigkeiten zum Vorkommen der Arten erläutert.

Grenzen von der Prognostizierbarkeit sollen dabei verständlich werden. Zunächst wird ein Skalenmodell stadtökologischer Forschungsebenen vorgestellt. Hierdurch läßt sich die Aufgabenstellung am besten in ihrem räumlichen Bezug veranschaulichen.

- Agglomeration

  (bestehend aus den Haupt-Landnutzungstypen

  Siedlung, Wald/Forst, landwirtschaftliche Nutzfläche)

  - Siedlung (Kernstadt und weitere Bestandteile, vgl. Abb. 2.1)
    - Bebauungstypen
      - Bodennutzungstypen
        - Vegetationstypen
          - Pflanzenarten

Abb. 1: Skalenmodell stadtökologischer Forschungsebenen

Im Skalenmodell tauchen zwei erläuterungsbedürftige Begriffe auf: Bebauungstypen und Bodennutzungstypen. Unter **Bebauungstypen** werden räumliche Einheiten verstanden, deren Bezeichnung sich von der Art der Bebauung ableitet. Als Beispiele hierfür seien Zeilenbebauung, Großformbebauung, Villenbebauung und Blockbebauung genannt. In anderen stadtökologischen Arbeiten werden diese Einheiten teilweise als Biotoptypen, Biotopkomplextypen oder als Nutzungstypen bezeichnet. Die verwendete Typisierung orientiert sich an dem Schlüssel der ARBEITSGRUPPE „METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH“ (1993).

Unter **Bodennutzungstypen** werden Einheiten mit ähnlichem physiognomischen Aufbau ihrer abiotischen und biotischen Komponenten verstanden, die durch eine

vergleichbare Nutzungsstruktur, d.h. durch Ähnlichkeiten hinsichtlich der Art, Periodizität und Intensität menschlicher Eingriffe und Einflüsse, gekennzeichnet sind. Der in Anlehnung an PIETSCH & KAMIETH (1991) und MEUSER (1996) verwendete Begriff „Bodennutzungstyp“ meint somit einen auf die Pflanzenstandorte in mehrerlei Hinsicht homogenisierend wirkenden Eingriffscharakter. Zur Veranschaulichung seien die Bodennutzungstypen Splitt, Pflasterritzen, Beet, Rasengitterstein, Rasen, Wiese, Gebüsch und Wäldchen genannt.

Einem Bodennutzungstyp können mehrere Vegetationstypen im Sinne der Pflanzensoziologie zugeordnet werden. So kann z.B. ein Rasen als Lolio-Cynosuretum oder als Crepido-Festucetum ausgeprägt sein. Die Differenzierung unterschiedlicher Vegetationstypen innerhalb eines Bodennutzungstyps ist nicht Ziel dieser Untersuchung. Vielmehr geht es darum, die durchschnittliche Zusammensetzung der Vegetation von unterschiedlichen Bodennutzungstypen zu beschreiben und diese einander gegenüberzustellen. Der Begriff „Vegetation“ wird daher, sofern es um den Untersuchungsansatz dieser Arbeit geht, nicht im pflanzensoziologischen Sinne gebraucht, sondern in Bezug auf die Artenzusammensetzung durchschnittlicher Bodennutzungstypen, die teilweise Ähnlichkeit mit Pflanzenformationen aufweisen. Das Vorkommen der einzelnen Arten wird durch deren Stetigkeit je Bodennutzungstyp gekennzeichnet, aufbauend auf einem zufälligen Stichprobenverfahren, nach dem Vegetationsaufnahmen durchgeführt wurden. Es geht daher im Rahmen des Untersuchungsansatzes um die durchschnittlichen Pflanzengemeinschaften von Bodennutzungstypen (als pflanzenformationsähnlichen Raumeinheiten), die empirisch hergeleitet werden.

Ein übergeordnete Ziel der Arbeit ist es, den nutzungsbedingten Aspekt des Vorkommens von subspontanen und spontanen Pflanzenarten in der Stadt so weit wie möglich herauszuarbeiten. Hierzu dienen einige Leitthesen.

These 1:

Bestimmte Pflanzenarten bzw. Pflanzengemeinschaften sind in bzw. auf bestimmten Bodennutzungstypen mit größerer Wahrscheinlichkeit anzutreffen als andere. Das schließt die Vorhersage des Ausschlusses der Besiedlung durch spontane Vegetation wegen ungünstiger standörtlicher Verhältnisse ausdrücklich mit ein.

Eine Präzisierung hiervon lautet: Sowohl die Präsenz als auch die Deckungsgrade mancher Pflanzenarten lassen sich für viele Bodennutzungstypen innerhalb einer naturräumlichen Region vorhersagen. Dabei geht es um die spontan und subspontan auftretenden Pflanzenarten der Krautschicht.
Somit sind beispielsweise eine Hecke oder ein Gebüsch (die sowohl angepflanzt als auch spontan entstanden sein können) lediglich als (z.B. beschattende) Strukturen von Relevanz, die auf die Möglichkeit der lokalen Etablierung und Dauerhaftigkeit von darunter wachsenden spontanen und subspontanen Arten Einfluß nehmen.

Aus empirischen Daten, d.h. aus Vegetationsaufnahmen abgeleitet, wird die Bindung von Pflanzenarten an Bodennutzungtypen ermittelt. Standortkundliche Analysen und die Ökologie einzelner Arten betreffende Beschreibungen dienen dazu, die Profile der Vegetationsbesiedlung von Bodennutzungstypen zu verdeutlichen. Eine zusätzliche Differenzierung innerhalb der Bodennutzungstypen, z.B. nach den Wasserhaushaltsbedingungen, den Lichtverhältnissen oder nach dem Entstehungszeitpunkt, findet dort, wo es sinnvoll ist, statt, um eine bessere Übereinstimmung zwischen der realen Ausprägung der Vegetation und der gemäß der Nutzung zu erwartenden Vegetation zu erzielen. Die Grenzen dieses Modells werden exemplarisch anhand einiger Pflanzenarten und unter Verweis auf Literaturquellen sowie weiterführender Überlegungen aufgezeigt.

These 2:

Die Bodennutzungstypen sind nicht zufällig im Raum verteilt, sondern in ihrer Flächengröße und teilweise in ihrem Vorkommen an bestimmte Bebauungstypen gebunden.

Ebenso wie die Deckungsgrade von Pflanzenarten in einem Bodennutzungstyp charakteristisch sind, soll aufgezeigt werden, inwiefern Bodennutzungstypen für Bebauungstypen kennzeichnend sind. Am Beispiel der Stuttgarter Kernstadt wird die historische Genese und die aktuelle Verteilung der Bebauungstypen exemplarisch dargestellt und gemeinsam mit Beispielen aus anderen deutschen Großstädten diskutiert. Hieraus ergibt sich

These 3:

Die Bebauungstypen der Kernstadt sind in ihrer räumlichen Lage zueinander nicht völlig beliebig angeordnet, sondern folgen grob skizzierbaren Prinzipien.

Trifft dies zu, so ist beabsichtigt, bereits publizierte stadtökologische Modelle der Kernstadt zu differenzieren. Die zu prüfenden Thesen bauen in ihrer Struktur aufeinander auf.

Zusammenfassung:

Wenn eine Abhängigkeit

1. der Pflanzengemeinschaften von Bodennutzungstypen,

2. der Bodennutzungstypen von Bebauungstypen und

3. der Bebauungstypen von der räumlichen Lage in der Kernstadt gegeben ist,

dann besteht eine Abhängigkeit der Pflanzengemeinschaften von ihrer Lage in der Kernstadt.

Da auf diese Weise die recht komplexen Fragestellungen nur anhand von Beispielen beantwortet werden können, werden innerhalb der Kernstadt per Zufallsstichprobe Bebauungstypen und Bodennutzungstypen analysiert. Der Art *Paulownia tomentosa*, über deren Vorkommen innerhalb der Agglomeration Stuttgart eine gute Datengrundlage vorhanden ist, kommt bei der Prüfung der Thesen besondere Bedeutung zu. An ihr lassen sich Leistungsfähigkeit und Grenzen des Ansatzes darstellen. Beispiele aus der Literatur werden herangezogen, um die Thesen zu unterstützen, zu überprüfen oder abzuwandeln.

Am Anfang der räumlichen Analyse des städtischen Komplexes stehen Überlegungen und Belege, die zum Ziel haben, im Sinne der oben angedeuteten funktionalen städtischen Definition diese als Agglomeration darzustellen. Hierdurch wird ein stadtökologisches Modell entwickelt, welches versucht, der räumlichen Gliederung heutiger Großstädte gerecht zu werden. Im Anschluß folgt in angegebener Reihenfolge die Prüfung der Thesen 3, 2 und 1.

2 Anknüpfungspunkte zur Agglomerationsgliederung für die Stadtökologie

2.1 Übersicht zur Modellbildung innerhalb von Agglomerationen

In den USA gab es eine soziologische Tradition, die die Stadt aus einer „sozialökologischen Perspektive“ beschrieb. In diesem Zusammenhang wurde der Begriff „urban ecology“ von Park (bei PARK & al. 1925) gemäß MEURER (1997) zum erstenmal verwendet. Im Mittelpunkt dieser Forschungsrichtung stand die Differenzierung unterschiedlicher Stadtbereiche hinsichtlich der nationalen Zugehörigkeit, des Alters oder der Schichtzugehörigkeit ihrer Bewohner. Floristische und ökologische Untersu-

chungen in Städten haben demgegenüber eine längere Tradition (vgl. MÜLLER 1990).

Aus sozialökologischer Perspektive beschreibt BURGESS (1925) die Stadt als konzentrisches Ringzonenmodell. Demgegenüber unterstreicht HOYT (1939), daß durch Sektoren die städtische Sozialstruktur am besten abgebildet werde. HARRIS & ULLMAN (1945) präferieren ein Mehrkernemodell, welches in einigen Aspekten heutigen Vorstellungen einer Agglomeration ähnlich ist. Die unter bioökologischem Aspekt entwikkelten Stadtmodelle von SUKOPP (1990, S. 47) oder WITTIG (1991, S. 19), ebenso wie das Modell von HARD (1998, S. 14), lehnen sich an das Ringzonenmodell von BURGESS (1925) an, enthalten aber auch Aspekte des Sektorenmodells. Anhand der Verteilung angepflanzter Baumarten in der Stadt Akron (Ohio) läßt sich die Fünf-Zonen-Theorie von BURGESS (1925) bestätigen (GILBERT 1994, S. 168). Eine Verbindung zwischen sozioökonomischen Faktoren und der Verbreitung von Pflanzenarten ist dabei erkennbar.

Mit der Definition der Stadt befassen sich im deutschsprachigen Raum Stadtgeographen am intensivsten. Dies dokumentieren z.B. die Lehrbücher von LICHTENBERGER (1991), HEINEBERG (1993) und HOFMEISTER (1993). Inhaltlich ähnlich ist der dtv-Atlas zur Stadt von HOTZAN (1994) einzuordnen. Aus dem Studium dieser Literatur wird ersichtlich, daß das definitorische Verständnis der Stadt erheblichen geschichtlichen Wandlungen unterzogen war und sicherlich auch in Zukunft sein wird. Durch die Beschäftigung mit stadtgeographischen Ansätzen wird deutlich, daß der Begriff der Stadtstruktur oder des Stadtstrukturtyps, der von manchen Stadtökologen, wie z.B. von FROST (1985), SCHULTE (1985), BREUSTE (1989), BÖHM (1995) und PFENNIG & WERNER (1997) gerne zur Bezeichnung von städtischen Nutzungssystemen unterhalb der Ebene der Kernstadt gebraucht wird, schon belegt ist. So sind von der Stadtstruktur her die orientalische, die mitteleuropäische oder die nordamerikanische Stadt voneinander zu unterscheiden.

Die modelltheoretische Beschreibung von Agglomerationen hat schon seit längerer Zeit auch unter ökologischen Aspekten Berücksichtigung gefunden, so z.B. durch eine

Veröffentlichung von DORNEY & al. (1984), deren Ergebnisse in mancher Hinsicht dem Modell von SUKOPP (1990) vergleichbar sind. Gemäß dem Ausmaß unterschiedlicher Landnutzungen wird bei DORNEY & al. (1984) zwischen „built city", „urban fringe" und „urban shadow" unterschieden.

SIEDENTOP (1999) vergleicht auf der Basis von Landsataufnahmen sechs Großstadtregionen, unter anderem Stuttgart, hinsichtlich ihrer Versiegelung von „freier Landschaft". Hierbei spielen definierte Ringzonen um das Stadtzentrum eine entscheidende Rolle. Auf vegetationskundlicher Ebene relevante Details der Differenzierung fehlen diesen Darstellungen ebenso wie den genannten stadtgeographischen Lehrbüchern, obgleich indirekt einige Hinweise hierzu geliefert werden. Gleiches gilt für die Untersuchungen von HUMPERT & al. (1996), die mit zunehmender Stadtgröße (wobei Stadt als Stadtregion verstanden wird) ein immer weiteres Zerfransen der Stadtränder feststellen. Deutliche Unterschiede zeigen sich zwischen europäischen und den kompakteren asiatischen Großstädten.

Die Veröffentlichungen von HUMPERT & al. (1996), ebenso wie die von SIEVERTS (1997), JESSEN (1998), DETZLHOFER (1998) und STEGERS (1999), entstammen einer aktuellen Diskussion innerhalb der zur Architektur gehörenden Disziplin der Stadtplanung. Die Veränderungen der Relation zwischen Peripherie und Stadtkern sowie die hierdurch bedingten Veränderungen des Stadtbildes werden thematisiert. Gegenüber früheren Perioden der Stadterweiterung (z.B. im Vergleich zum 19. Jahrhundert) ergibt sich im 20. Jahrhundert eine nicht zuletzt durch die modernen Massenverkehrsmitttel veränderte Dimension der Vorgänge. Dieser kausale Zusammenhang wird von HALL (1993) ausgezeichnet dargestellt.

Was damit gemeint ist, Stuttgart als Stadtregion aufzufassen, unterstreicht ein Zitat von MARKELIN & MÜLLER (1985, S. 149): „Durch ständig wachsende Verflechtung zwischen der Stadt und ihrem Umland erscheint es nicht länger sinnvoll, Stuttgart nur innerhalb seiner Markungsgrenzen zu begreifen. [...] Mit neuen, schnellen Massenverkehrsmitteln wie der S-Bahn vergrößert sich der funktionell zusammengehöri-

ge Raum. [...] Auf den preiswerten Böden der ehemaligen Dörfer und Kleinstädte im Remstal, im Strohgäu, am Rande des Schönbuchs oder im Schwäbischen Wald erfüllen sich viele Städter – nicht nur Stuttgarter – den Traum vom Eigenheim im Grünen, setzen dort einen Verstädterungsprozeß in Gang, der Siedlung und Landschaft in ihrem Gepräge völlig verändert.“ Zu diesem Zitat ist anzumerken, daß die Bodenpreise in der gesamten Stuttgarter Agglomeration in Relation zu den meisten anderen deutschen Großstädten hoch sind. Innerhalb des Stuttgarter Stadtgebiets sind die Preise jedoch in der Kernstadt noch höher als am Rande der Agglomeration.

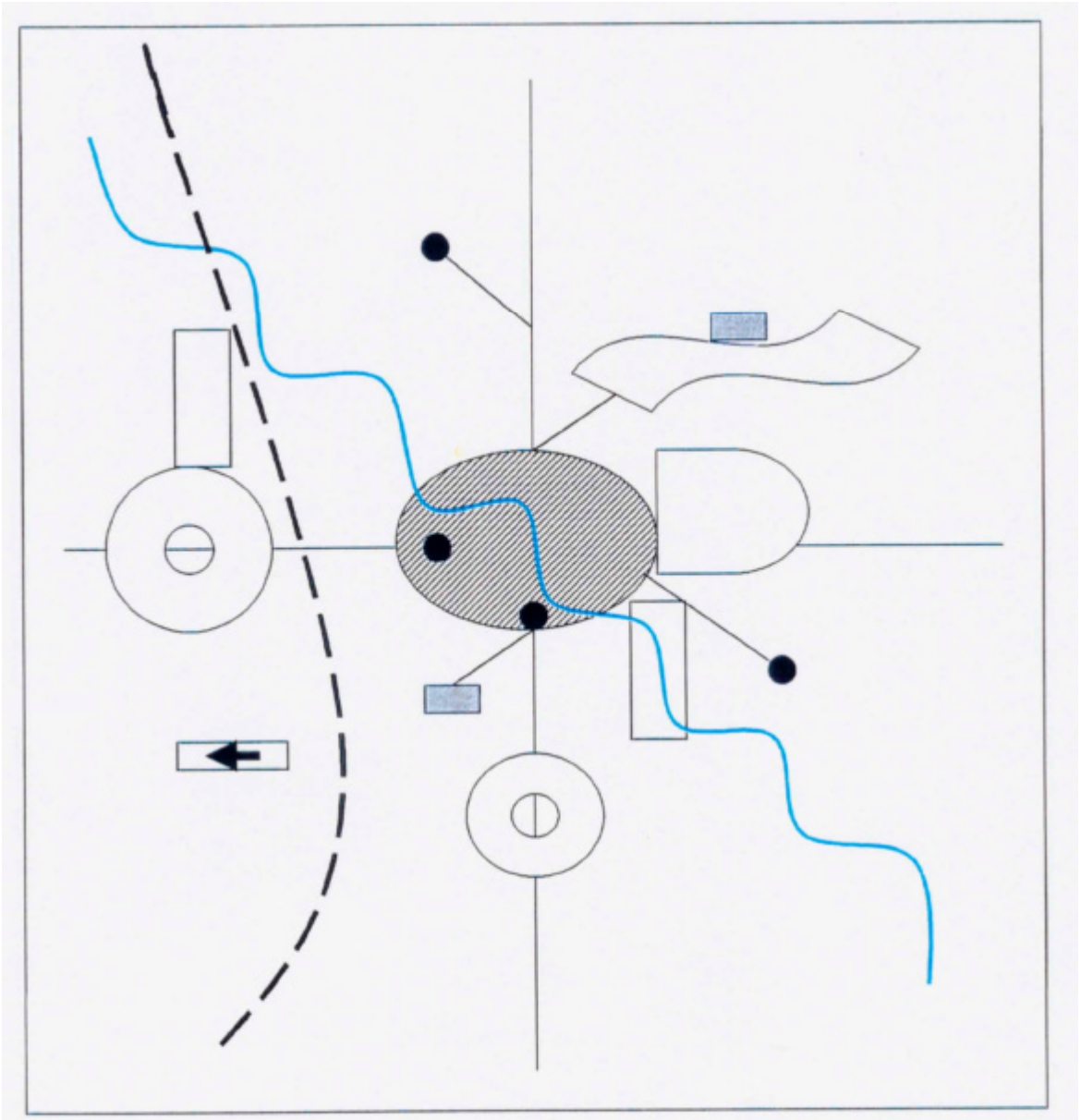
Eine der politischen Stadtökologie (siehe Kap. 1.1) verpflichtete städtische Gliederung bietet HAHN (1992, S. 69), deren hierarchischer Aufbau an Ökosystemgliederungskonzepte von ALLEN & HOEKSTRA (1992) erinnert. Räumlich hierarchisch aufgebaute Modelle eignen sich zur Darstellung und zum Verständnis von kausalen Verknüpfungen in Biozönosen. Hiervon machen BÖCKER & al. (1998) und REIDL (1989) Gebrauch.

Sehr anschaulich ist das punktaxiale Modell zur städtischen Gliederung von KUHN (1998), der in seiner Dissertation neben modelltheoretischen ebenfalls vegetationskundliche und floristische Aspekte behandelt. Dessen Modell wird von den Entstehungsbedingungen seiner Elemente her jedoch nicht hinreichend kausal erläutert und bleibt in der Berücksichtigung von Teilkomponenten zu undifferenziert.

Das im folgenden Kapitel vorgestellte Modell lehnt sich hinsichtlich der Darstellungsform an das Modell von KUHN (1998) an, versucht jedoch, inhaltlich-systematisch detailgetreuer zu sein.

2.2 Gliederung und Nutzungsdynamik der Agglomeration Stuttgart

Zunächst soll ein Modell einer Agglomeration vorgestellt werden, das exemplarisch an Stuttgart erläutert wird. Diese Analyse ist hilfreich, um weiterhin ein detaillierter zu untersuchendes Gebiet abzugrenzen.



Legende:

Alte Kernstadt	Junge Stadt mit hoher Wachs-tumsdynamik	Verstädterndes Dorf	Bandstadt	Fluß	Straße
Begleitende alte Kernstadt	Ehemaliges Dorf im Kernstadtbereich	Industriegebiet	Satelitten-siedlung	Autobahn	Flughafen

Abb. 2.1: Agglomerationsmodell

Eine Agglomeration besteht zunächst aus einer oder mehreren Kernstädten. Neben der Kernstadt Stuttgart liegt die ebenfalls sehr alte Kernstadt Bad Cannstatt. Im Umfeld von Kernstädten, deren Wachstumsmöglichkeiten nicht selten durch naturräumliche Barrieren (wie etwa Steillagen oder als Naherholungsraum gesicherte Wälder) begrenzt und weitgehend ausgeschöpft sind, befinden sich zumeist jüngere Städte mit hoher Wachstumsdynamik. Exemplarisch lassen sich für die Stuttgarter Agglomeration Vaihingen, Plieningen oder Böblingen und Sindelfingen nennen. Ein Agglomerationsmodell, welches sich an die Gegebenheiten Stuttgarts anlehnt, zeigt Abb. 2.1. Die zentral dargestellte Kernstadt Stuttgart ist schraffiert. Doppelte ungefüllte Kreise dienen als Symbol für jüngere Städte.

Ältere, zwischen 1860 und 1920 entstandene Industriegebiete liegen zumeist entlang von Flüssen oder an Eisenbahnlinien wie das Industriegebiet Gaisburg-Wangen oder das Industriegebiet Feuerbach und ragen oft spornartig in die alte zentrale Kernstadt hinein. Bevor diese großflächigen Industriegebiete entstanden, gab es in Blockbebauungsgebieten viele kleine mittelständische Werkstattbetriebe, ein enges räumliches Nebeneinander von Arbeiten und Wohnen. Die Firmengründungen heutiger Großbetriebe erfolgten häufig in Blockbebauungsvierteln als kleinere und mittelgroße Werkstätten. Im Zuge der industriellen Revolution und der damit einhergehenden Betriebsvergrößerungen reichte der Platz dort nicht mehr aus. Reste von klein- und mittelständischen Werkstattbetrieben findet man heute z.B. noch zwischen Bebelstr. und Paul-Gerhard-Kurz Str. sowie zwischen Böheimstr. und Möhringer Str. in der Stuttgarter Kernstadt.

Neuere Industriegebiete entstanden demgegenüber eher in Lagen mit günstiger Autobahnanbindung, wobei diese sich meist an bestehende jüngere Städte mit hoher Wachstumsdynamik anschließen. Als Beispiele für Stuttgart seien das Industriegebiet

Vaihingen-Möhringen und die entlang der B 27 gelegenen drei kleineren Industriegebiete nördlich von Echterdingen genannt.

HEBER & LEHMANN (1996) unterscheiden dicht bebaute Industriegebiete (oft älteren Datums) von locker bebauten (meist jüngeren Datums). Diese zeitliche Differenzierung ist nicht zuletzt auf veränderte Bauordnungsvorschriften zurückzuführen. Bei einer Untersuchung in Karlsruhe fanden ZINOW & MEURER (1995) in älteren Industrie- und Gewerbegebieten eine sehr hohe Artenvielfalt, während in neueren Industrie- und Gewerbegebieten fast nur Ubiquisten vorkamen.

Die Streckenführung von Autobahnen und Hauptverkehrsstraßen hat aus infrastrukturellen Gründen, die sich als Kostenvorteil bzw. genereller als wirtschaftlicher Standortvorteil für die Industriebetriebe niederschlagen, erheblichen Einfluß auf die weitere Siedlungsentwicklung einer Region. Hierdurch werden Weichen für die zukünftigen Landschaftsveränderungen gestellt. Derzeit wird diese Problematik im Bereich der neuen, auf den Fildern zwischen Plieningen und Leinfelden-Echterdingen geplanten Fildermesse deutlich, die verkehrstechnisch günstig zwischen dem Flughafen und einer autobahnähnlich ausgebauten Bundesstraße gebaut werden soll. Hierdurch geht den ansässigen Landwirten jahrhundertelang ackerbaulich genutzter, bester Boden verloren – benachbarte Wohngebiete werden stark beeinträchtigt.

Insbesondere weil die Bodenpreise im Umland des politischen Stadtgebietes einer alten Kernstadt zumeist günstiger sind, kommt es zu Suburbanisierungsprozessen, die sowohl Wohnsiedlungen als auch Industrieansiedlungen betreffen. Diese nutzungsdynamischen Aspekte werden hervorgehoben, weil deren landschaftsprägende Auswirkungen nicht zuletzt für die Flora und die Pflanzengemeinschaften gravierend sind. Von Bedeutung für die dort lebenden Menschen ist auch die Veränderung des Landschaftsbildes durch die Suburbanisierung.

Mit Hilfe von Abb. 2.2.1 sowie 2.2.2 wird exemplarisch am Beispiel der Siedlungen zwischen Stuttgart und Ludwigsburg gezeigt, daß die Wachstumsdynamik in unterschiedlichen Bereichen der Agglomeration sehr differiert. Als Kartengrundlage für

Abb. 2.2.2 dienten die Karten 1 bis 4 aus MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG; LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG (1979). Während noch 1898 alle Siedlungen und bebauten Bereiche zwischen Stuttgart und Ludwigsburg deutlich voneinander getrennt waren, zeigt sich schon 1925 deren verstärktes Wachstum entlang der Bahnlinie im markierten Korridor. 1978 ist der Korridor fast gänzlich bebaut. Durch die vier Zeitabschnitte der Bebauung 1898, 1925, 1935 und 1978 läßt sich erkennen, daß viele der vor 20 Jahren kaum mehr räumlich voneinander abgrenzbaren Siedlungen noch vor 100 Jahren deutlich getrennt waren. Wenn die historische Nutzung der Siedlungen Auswirkungen auf die aktuellen Pflanzengemeinschaften hat – und hierfür gibt es viele Belege (vgl. HÜGIN & HÜGIN 1998 zum Vorkommen von *Gagea villosa* in Südwestdeutschland) – dann ist es für floristisch-vegetationskundliche Erhebungen sinnvoll, zur Abgrenzung von Untersuchungsräumen diese geschichtlichen Aspekte zu berücksichtigen.

Nach 1925 blieb die Erweiterung der Kernstadt Stuttgart gering, während das Siedlungsflächenwachstum in den an Ludwigsburg angrenzenden Ortschaften oder in Leonberg-Eltingen, Schwieberdingen, Ditzingen und Gerlingen erst nach dieser Zeit eine hohe Dynamik aufweist. Die Ortsteile Giebel und Gehenbühl, östlich von Gerlingen, sind sogar erst nach 1925 entstanden. Das ist deshalb unter floristisch-vegetationskundlichem Aspekt von Belang, weil es in unterschiedlichen Zeitabschnitten nutzungs- und modebedingte Unterschiede hinsichtlich der bevorzugt gepflanzten Arten gibt (RINGENBERG 1995a und 1995b). Diese können sich in vielen Fällen spontan vermehren und sind somit auch als Reaktion auf die Anpflanzung jeweils aktuell beliebter Pflanzensippen zu betrachten. Exemplarisch seien z.B. *Cotoneaster dammeri* 'Skogholmen', *Cotoneaster salicifolius* 'Parkteppich', *Cotoneaster divaricatus* sowie *Cotoneaster horizontalis* genannt, die zwischen 1970 und 1990 besonders in Städten sehr oft gepflanzt wurden, zahlreich verwildern und sich etablieren konnten.

Ein weiteres Beispiel ist die Umwandlung der Gärten in Einzelhausgebieten.

Während in den 20er Jahren der Anteil der Nutzgartenfläche deutlich höher war, zieren heute sehr viel mehr pflegeleichte Rasenflächen und Koniferen die suburbanen Wohngebiete. In den 20er Jahren war die Erzeugung von Gemüse und Obst auf dem eigenen Grundstück ein notwendiger Beitrag zur Grundversorgung mit Lebensmitteln. Zunehmend wird dieser Bedarf in Ballungsräumen seit einigen Jahrzehnten aus dem Supermarkt gedeckt.

Neben ausgedehnten suburbanen Einzelhauswohngebieten sind für mitteleuropäische Agglomerationen Flughäfen und sogenannte Satellitensiedlungen typisch. Letztere entstanden zumeist in den 60er und 70er Jahren und wurden als Hochhauskomplexe, oft mit anderen Bebauungstypen verknüpft, am Rande der Kernstadt oder in einigem Abstand zu dieser errichtet. Hierzu zählen in Stuttgart die Siedlung Asemwald und die Hochhauskomplexe in Neugereut, Freiberg und Fasanenhof. Zuffenhausen, Rot, Freiberg, Mönchfeld und Mühlhausen bilden ein Siedlungsband. Entlang von Hauptstraßen oder S-Bahnlinien kommt es häufig zu solchen Bändern, tentakelartige Siedlungserweiterungen, die oft unmittelbar an die Kernstadt anschließen.

Im Verlauf früherer Suburbanisierung ist es in Großstädten eher die Regel als die Ausnahme (bekannte Beispiele hierfür sind Frankfurt a.M. und Berlin), daß ehemalige Dörfer mit der Kernstadt zusammengewachsen sind. In Abb. 2.1 sind diese ehemaligen Dörfer im Kernstadtbereich als schwarze Punkte auf schraffiertem Grund markiert. Exemplarisch seien für die Stuttgarter Kernstadt Heslach (Eingemeindung 1860), Berg (Eingemeindung 1836) und Gablenberg (Eingemeindung 1860) genannt.
Im durch Suburbanisierung gekennzeichneten Einflußbereich der Städte und Kernstädte liegen weiterhin verstädternde Dörfer, z.B. Hoffeld, die durch neue Wohngebiete im Außenbereich und häufig durch neue Läden und Geschäfte im Innenbereich gekennzeichnet sind.

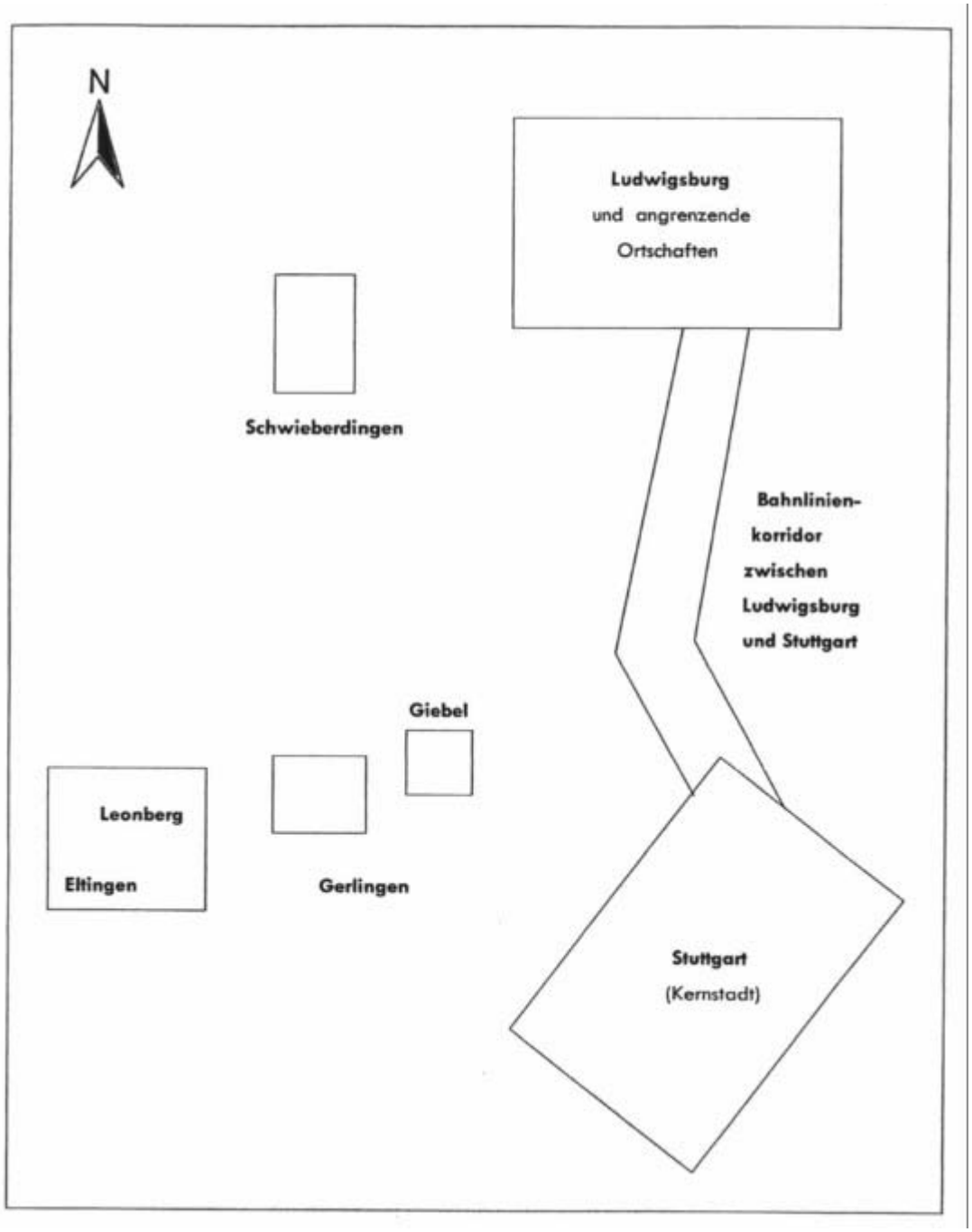


Abb. 2.2.1: Übersicht und Bezeichnung der hervorgehobenen Siedlungen und der Bahnverbindung

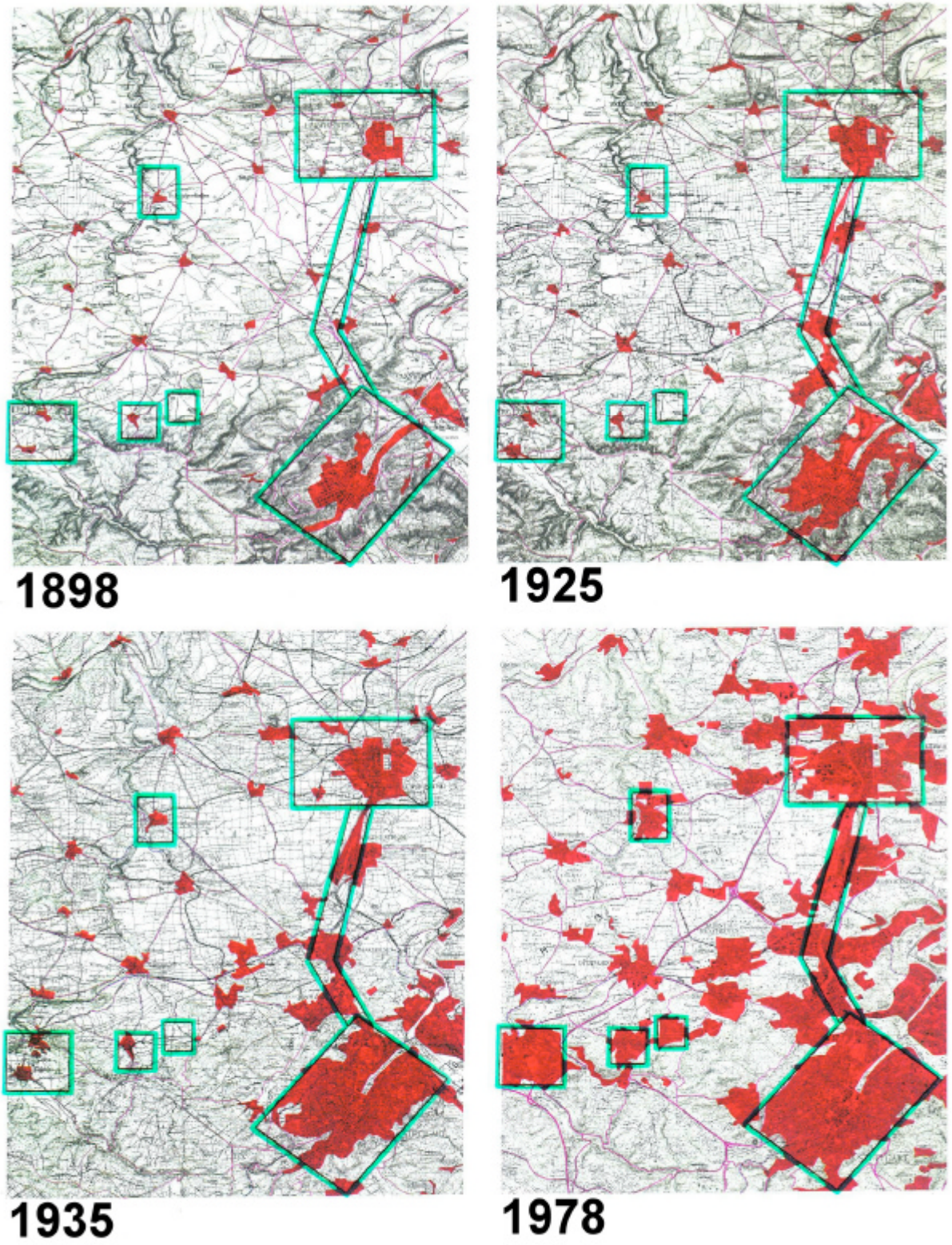


Abb. 2.2.2: Entwicklung von Bebauung und Verkehrswegen im Raum Stuttgart-Ludwigsburg (1898, 1925, 1935 und 1978)

Die sukzessive Veränderung von traditionell geprägten Bauerndörfern dokumentiert einen Wandel, der sich in der Flora und Vegetation niederschlägt. Hierzu gibt es zahlreiche Publikationen. Eine Literaturübersicht zur dörflichen Flora und Vegetation legten SUKOPP & KÖSTLER (1986) vor. Da dieses Thema im Verlauf der Arbeit nicht näher erörtert wird, sollen an dieser Stelle einige im Zusammenhang interessante Arbeiten hervorgehoben werden: Mit dem Wandel der Dorfflora und Vegetation beschäftigt sich z.B. eine Untersuchung von DECHENT (1988), der mit zunehmender räumlicher Nähe zum Zentrum von Mainz eine Abnahme der floristischen Reichhaltigkeit der alten Dorfkerne feststellte. Das Verschwinden von ehemals häufigen Pflanzenarten und von deren Standorten geht mit dem sozioökonomischen Wandel der Dorfbevölkerung, d.h. der drastischen Abnahme der in der Landwirtschaft Beschäftigten, einher. Gleichzeitig wächst die bebaute Dorffläche um die Neubaugebiete, die als Ausbreitungszentren von Neophyten dienen. In der Untersuchung von DECHENT (1988) wird der Verstädterungsprozeß als zeitlicher Querschnitt durch den Vergleich unterschiedlicher Verstädterungsstadien miteinander deutlich.
Der gesamte bebaute Bereich von zehn tschechischen Dörfern diente PYŠEK & MANDAK (1997) als Untersuchungsgebiet für eine floristische Wiederholungskartierung (1982, 1995). Im betrachteten Zeitraum war eine Zunahme der Sippen der Gesamtflora aller Dörfer um 26,3% festzustellen. Besonders signifikant war die Zunahme der Neophyten, sowohl hinsichtlich ihrer Artenzahl als auch bezüglich ihrer Stetigkeit. Dies wird von den Autoren mit der Erweiterung des Pflanzenartenangebots von Gartencentern in Zusammenhang gebracht: „Numerous private companies were established in the last few years and the flow of germplasm into the country is practically incontrollable. These plants, by escaping from cultivation, represent an important contribution to the neophyte pool [...]."

HARD (1998, S. 135) bemerkt bezüglich des Vorkommens der Mäusegerste in der Dorfflora Westfalens, daß im Zuge der Verstädterung eine Zunahme der Mäusegerste stattgefunden habe und somit zumindest regional und subregional das Hordeetum

murini als ein Hinweis darauf gesehen werden kann, wie weit sich die Freiräume der Siedlungen im ländlichen Raum quartiersweise den Freiräumen entsprechender Stadtquartiere angeglichen haben.

Ebenso wie DECHENT (1988) vergleichen WITTKAMP & al. (1995) unterschiedlich stark verstädterte Dörfer hinsichtlich ihrer Vegetation miteinander. Diese werden in drei Größenklassen eingeteilt, denen unterschiedliche Nutzungs- bzw. sozioökonomische Systeme zugeordnet sind: Vorwiegend agrarisch geprägte Dörfer, Dörfer, in denen noch agrarische Nutzung auftritt, die aber von moderner Wohnnutzung dominiert werden und industriell geprägte Dörfer. Im Vergleich jeweils zweier Dörfer pro Größenklasse werden auf den ehemaligen Territorien zweier unterschiedlicher politischer Systeme – diesseits und jenseits der ehemaligen Grenze zur DDR – Auswirkungen unterschiedlicher Gesellschaftssysteme deutlich. Dabei bestätigen die Autoren den dominanten Einfluß der Nutzung gegenüber naturräumlicher Differenzierung. Die Anzahl der Vegetationskomplexe ist in den vorwiegend agrarisch geprägten Dörfern am geringsten. Die Diversität der Nutzungen nimmt tendenziell mit der Verstädterung zu, was mit der Häufigkeit entsprechender Vegetationskomplexe einhergeht. So treten Schotterflächen mit Vegetationseinheiten der Echio-Melilotetum-Gruppe, der Conyzo-Lactucetum serriolae-Gruppe sowie der *Poa compressa*-Gesellschaft fast ausschließlich in den industriell geprägten Dörfern auf Bahnhofs-, Fabrik- und Brachgelände auf. Westdeutsche und ostdeutsche Siedlungen unterscheiden sich besonders hinsichtlich der Pflege- und Gestaltungsintensität von Flächen in öffentlicher Hand: Entsprechende Flächen in Thüringen weisen mehr Vegetationskomplexe auf als in Bayern. Nutzgärten, die aus ökonomischen Gesichtspunkten angelegt wurden, werden zunehmend durch Ziergärten ersetzt.

Die floristische Dynamik, die mit Verstädterungsprozessen und städtischen Wachstumsprozessen einhergeht, wurde durch Untersuchungen bzw. Analysen verschiedener Autoren (z.B. FALINSKY 1971, HAEUPLER 1974, PYŠEK 1993, BRANDES & ZACHARIAS 1990 und KLOTZ 1990) belegt: In Siedlungen steigen die Artenzahlen

mit zunehmender Fläche, Einwohnerzahl und -dichte. Die mit dem bebauten Bereich verknüpfte Landnutzung, zu der nicht zuletzt die Kultivierung vieler neophytischer Pflanzenarten gehört, hat durch Eutrophierung und Diasporeneintrag auf benachbarte Flächen hinsichtlich der Artengarnitur und des Bodens deutlichen Einfluß. Dies ist für Wälder und Forsten gut dokumentiert, wie Untersuchungen von ASMUS (1981), BECHER & BRANDES (1985), BÖHLING (1995), BOHNSACK (1999), FISCHER (1993), FISCHER (1975), MATLACK (1993), RIEK (1998), SCHLENDER (1998), SEIDLING (1995) und TREPL (1984) belegen.

Im landwirtschaftlichen Bereich ist die Anlage von Sonderkulturen und Intensivkulturen wie Ziersträucherplantagen, Schnittblumenkulturen und Erwerbsgartenbau (im östlichen bzw. nördlichen Teil des politischen Stadtgebiets auf dem Schmidener Feld und dem Langen Feld) oder Kohlanbau (auf den Fildern) mit intensivem Dünge- und Pflegeeinsatz verknüpft, deren floristische Auswirkungen von Ökologen seltener untersucht wurden. Es handelt sich um Nutzungen, die dem der politischen Ökologie zuzurechnenden Ansatz der sogenannten ökologischen Landwirtschaft diametral entgegengesetzt sind.

Das in Abb. 2.1 dargestellte Modell einer Agglomeration arbeitet häufig wiederkehrende Muster hinsichtlich der relativen räumlichen Lage von entscheidenden Agglomerationselementen zueinander heraus. Deren räumliche Konkretisierung ist, historisch und naturräumlich bedingt, unterschiedlich ausgestaltet.

Ein bedeutsamer siedlungsdynamischer Aspekt ist das allmähliche Zusammenwachsen verschiedener Agglomerationen, das besonders entlang von Verkehrsachsen wie Eisenbahnlinien oder großen Flüssen festzustellen ist (vgl. Abb. 2.3).

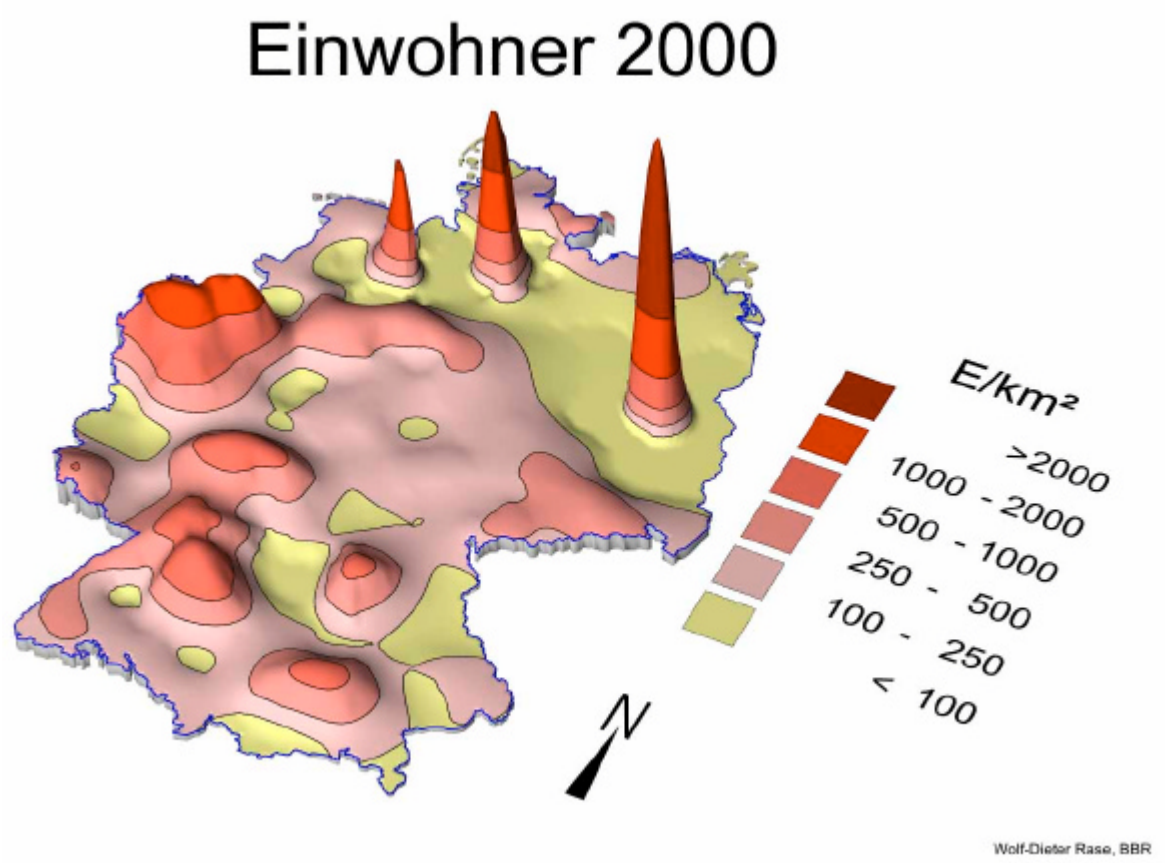


Abb. 2.3: Einwohnerdichte in Deutschland (Einwohner/km²) im Jahr 2000. Die Graphik wurde freundlicherweise von Herrn W.-D. Rase (Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung) zur Verfügung gestellt.

In Abb. 2.3 wird die Einwohnerdichte als Parameter zur Kennzeichnung baulicher Verdichtung herangezogen. Dies veranschaulicht sowohl die Übergänge zwischen Stadtregionen als auch deren Verteilung in Deutschland. Die Agglomerationen Stuttgart und Mannheim-Ludwigsburg sowie Frankfurt a.M. verschmelzen allmählich, gehen zeitlich und räumlich betrachtet ineinander über. In extremerer Ausprägung zeigt sich dies am Beispiel der „Randstad" in Holland und an der sogenannten Megalopolis in den USA, die von der Grenze des Staates Maine bis nach Washington reicht.

2.3 Haben Differenzierungen auf der Ebene von Haupt-Landnutzungstypen Bedeutung für das Vorkommen spontaner Pflanzenarten?

Aus floristisch-vegetationskundlicher Perspektive ist es entscheidend, ob die bislang skizzierten Gliederungsmuster für das Vorkommen der spontanen bzw. subspontanen Pflanzenarten von Bedeutung sind. Um dies zu überprüfen, kann man zwei Fragestellungen unterscheiden:

Erstens: Gibt es Unterschiede im quantitativen, auf die Grundfläche bezogenen Vorkommen von Pflanzengemeinschaften in den unterschiedlichen Elementen einer Agglomeration, d.h. Unterschiede zwischen alter Kernstadt, jüngeren Städten, Bahnlinien, verstädternden Dörfern, Flußläufen und Satellitensiedlungen?

Zweitens: Ist das Vorkommen von Pflanzenarten hinsichtlich der Differenzierung von Präsenz und Absenz an oben genannte Elemente von Agglomerationen gebunden und wenn dies der Fall sein sollte, was sind die Gründe hierfür?

Die zuerst genannte Frage wird aus methodischen Gründen zunächst zurückgestellt und in Kap. 4 wieder aufgegriffen. Der zweite Fragenkomplex wird für die Art *Paulownia tomentosa* einer genaueren Betrachtung unterzogen.

2.3.1 Differenzierungen zum Vorkommen von *Paulownia tomentosa* hinsichtlich nutzungsbedingter, nutzungsgeschichtlich bedingter und klimatologischer Aspekte

Der Blauglockenbaum ist eine aus China stammende Baumart, die in Stuttgart vermehrt spontan auftritt und ihr Areal in Deutschland in nördlicher Richtung ausdehnt (RICHTER & BÖCKER 2001).

Eine Übersicht der spontanen Vorkommen der Pflanzenart in der Agglomeration Stuttgart bietet Abb. 2.4. Als Darstellungsgrundlage dient eine Karte des in Baublöcke

unterteilten Stuttgarter Stadtgebietes. Obgleich die Agglomeration über das politische Stadtgebiet hinausreicht, finden sich fast alle Agglomerationselemente schon innerhalb des Stadtgebietes; der Stuttgarter Flughafen und eine Autobahn liegen an dessen südlicher Grenze.

In Abb. 2.4 sind folgende drei Haupt-Landnutzungstypen farblich differenziert: Grün dargestellt sind die größeren Wälder, weiß die landwirtschaftlich genutzten Flächen und grau bzw. schwarz die Siedlungselemente. Letztere sind in schwarz markierte Industriegebiete und grau schraffierte Wohnsiedlungen einschließlich der zentralen Geschäftszeilen (im Central Business District) unterteilt.

Deutlich läßt sich erkennen, daß in Stuttgart Paulownien im Bereich der Wälder fehlen, während sich über 95% der Vorkommen im Siedlungsbereich konzentrieren. Lediglich ein Fundort, der am östlichsten gelegene, befindet sich in einer landwirtschaftlichen Nutzfläche, genauer im bzw. an einem großen Frühbeet einer Gärtnerei. Die Markierung im Südwesten des politischen Stadtgebietes markiert einen landwirtschaftlichen Hof, der zur Universität Hohenheim gehört. Offensichtlich ist *Paulownia tomentosa* im Untersuchungsraum an den Siedlungsbereich gebunden. In noch wärmeren Gebieten als in Stuttgart (wie z.B. auf dem Züricher Stadtgebiet sowie in Grenzach in der Nähe von Basel) wurden spontane Exemplare des Blauglockenbaumes auch auf bzw. am Rande von Waldschlägen gefunden (LANDOLT 1993, S. 657 und BÖCKER 2001, mdl. Mitt.). Die Stuttgarter Vorkommen von *Paulownia tomentosa* häufen sich in der zentral gelegenen alten Kernstadt Stuttgart und dem angrenzenden Bereich der begleitenden alten Kernstadt Bad Cannstatt. Seltener findet sich die Art auch in Feuerbach im Grenzbereich eines Industriegebiets, in der Grenadierkaserne, die zu dem Bandstadtkomplex Zuffenhausen, Rot, Freiberg, Mönchfeld und Mühlhausen gerechnet werden kann sowie in Untertürkheim, einem verstädterten Dorf. Über die Stadtgrenzen von Stuttgart hinaus gibt es weitere Fundorte in einem verstädternden Dorf, in Plattenhardt, sowie in den Städten Esslingen (BÖCKER 2001, mdl. Mitt.) und Waiblingen.

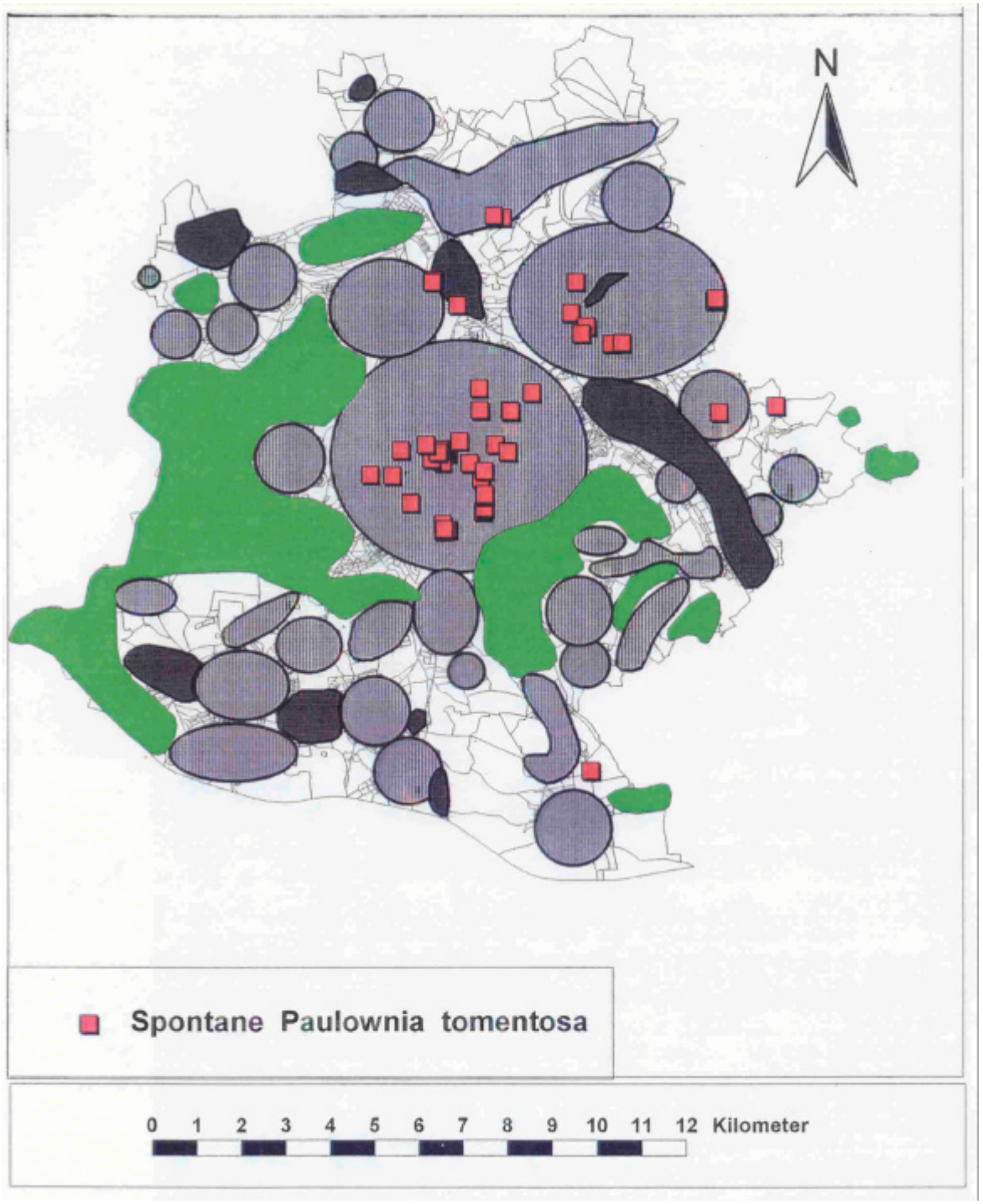


Abb. 2.4: Verteilung spontaner Paulownien in Abhängigkeit von Haupt-Landnutzungstypen (grün: Wälder, weiß: landwirtschaftlich genutzte Flächen, schwarz: Industriegebiete, grau: Siedlungen) in der Agglomeration Stuttgart

Die Auswertungen zum Vorkommen von *Paulownia* in Abb. 2.4 geben den Stand von 1998 bis zum Sommer 1999 wieder. In der Zwischenzeit konnten ca. 20 weitere Vorkommen in Stuttgart beobachtet werden; einige Vorkommen verschwanden, in erster Linie durch Überbauung. Abb. 2.5 ist gegenüber Abb. 2.4 um einige weitere Fundorte spontaner Paulownien ergänzt. Da die Art sich offensichtlich in einer Ausbreitungsphase befindet, soll zu einem späteren Zeitpunkt das Monitoring fortgesetzt werden.

Wie läßt sich das geschilderte Verbreitungsmuster erklären?
Es ist bekannt, daß *Paulownia* sehr lichtbedürftig ist. Daher kann sie unter schattigen Lichtverhältnissen in Wäldern nicht wachsen. Dies gilt nicht für lichte oder halbschattige Waldschläge. Besonders am Rande von Waldschlägen kann die Art noch genügend Licht erhalten, um wachsen zu können, profitiert andererseits jedoch auch von der gegenüber Frost begünstigten Lage im Einflußbereich der Überschirmung durch angrenzende Bäume. Es ist jedoch nicht ausgeschlossen, daß die Art zukünftig in unserer Untersuchungsregion als lichtbedürftiges Pioniergehölz unter sehr günstigen klimatischen Bedingungen ebenso wie am Luganer See in der Schweiz (LANDOLT 1993) oder in den Appalachen (LANGDON & JOHNSON 1994) Waldbestände bilden kann.

Empfindlich ist die Art weiterhin gegenüber Schnitt oder häufigen Bodenstörungen, die in agrarwirtschaftlich genutzten Arealen als Nutzungseinfluß dominieren. Dies erklärt teilweise ihre Abwesenheit in der Stuttgarter Agrarlandschaft – nur teilweise deshalb, weil in Randbereichen immer auch weniger intensiv genutzte Streifen auftreten, die meist an den Grenzen zwischen den Feldern liegen.

Aus Literaturangaben (z.B. bei HARTWIG & RÜMPLER 1875), bestätigt durch eigene Anschauung in Stuttgart, ist die Frostgefährdung junger Paulownien im Winter bekannt. Überlagert man das Vorkommen spontaner Paulownien mit einer Karte der Jahrsdurchschnittstemperaturen der Stuttgarter Agglomeration, dargestellt im 200m

x 200m Raster, so zeigt sich deutlich die Konzentration der Art in den klimatisch begünstigtsten Bereichen (siehe Abb. 2.5). Ein schwarzer Punkt auf der Karte entspricht einem Wuchsort von *Paulownia*. Weitere (nicht in Abb. 2.5 dargestellte) Fundorte in Waiblingen befinden sich auf Abb. 2.5 im östlichen bis nordöstlichen gelben Kartenbereich (entspricht einer Jahresmitteltemperatur von ca. 10°C) nahe des Kartenrandes. Als „rotes Band" zeichnet sich der Verlauf des Neckars ab und als im Zentrum der Darstellung gelegener „roter Kreis" der Stuttgarter Talkessel. Ein Wuchsort in Esslingen (BÖCKER 2001, mdl. Mitt.) liegt im wärmebegünstigten östlichsten Abschnitt des Neckartales im Temperaturbereich oberhalb von 10,5°C.

Die Jahresmitteltemperatur der Rasterquadrate, in denen spontane Paulownien auftreten, liegt oberhalb von 9°C, meist sogar oberhalb von 10°C. Die Verteilung der Jahresdurchschnittstemperatur dient dabei als Anhaltspunkt für die für das Überleben der spontanen Paulownienkeimlinge noch ausschlaggebenderen Minimumtemperaturen im Winter.

Eine Überlagerung der Verbreitungskarte mit den durchschnittlichen Mitteltemperaturen im Januar weist ebenfalls auf den geschilderten Zusammenhang hin. Dabei ist zu bedenken, daß Städte als Wärmeinseln fungieren, deren Minimumtemperaturen im gesamten Jahresverlauf und besonders an strahlungsintensiven Wintertagen (die meist mit den kühlsten Perioden übereinstimmen) deutlich über denen der Umgebung liegen (BAUMÜLLER & al. 1998). Mit zunehmender Stadtgröße verstärkt sich dieser Effekt (KUTTLER 1989). Doch nicht alle hinsichtlich der klimatischen Eignung potentiellen Wuchsorte sind von spontanen Paulownien belegt. Während sich die Vorkommen in der Kernstadt Stuttgart und in Bad Cannstatt häufen, befinden sich in ebenfalls geeigneten Arealen, wie z.B. im Nordosten des Stadtgebietes, keine oder fast keine spontanen Paulownien. Eine Kartierung der fruchtenden gepflanzten Paulownien zeigt, daß sich deren höchste Dichte ebenfalls im Bereich des Stuttgarter Kessels und direkt angrenzender städtischer Areale befindet. Zu einer besseren Erklärung ist es hilfreich, zusätzlich historische Aspekte mit einzubeziehen.

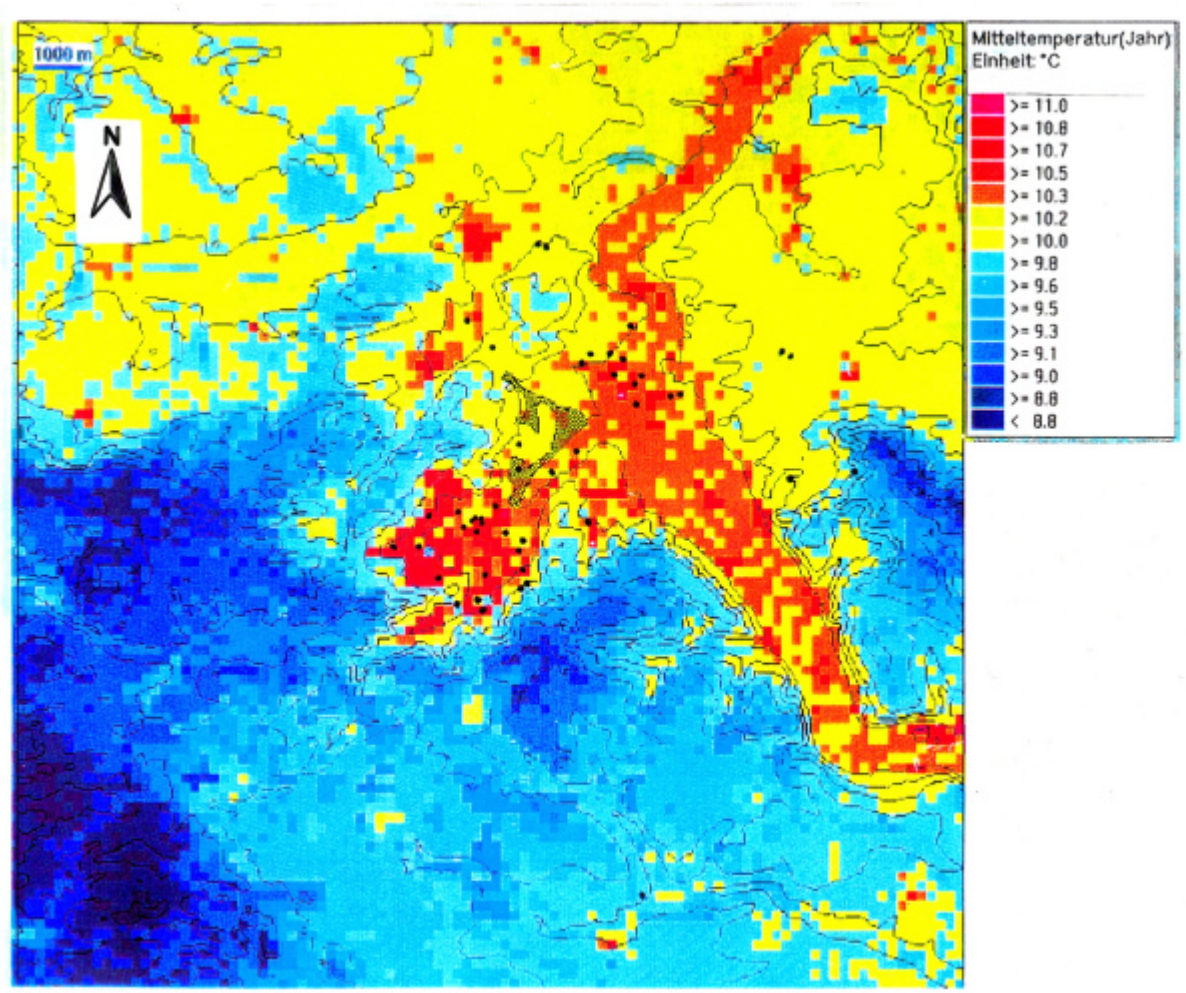


Abb. 2.5: Verteilung spontaner Paulownien in Abhängigkeit von der Jahresmitteltemperatur in der Agglomeration Stuttgart.
Als Kartengrundlage dient eine Darstellung bei BAUMÜLLER (1997).
Als schwarze Punkte sind die Paulownienwuchsorte markiert.

Die Anpflanzung exotischer Gehölze spielte in Dörfern in Relation zu Städten lange Zeit eine untergeordnete Rolle. Dies hat sich hinsichtlich vieler Arten geändert, jedoch wird noch heute *Paulownia tomentosa* im Raum Stuttgart nicht oder nur sehr vereinzelt in Dörfern gepflanzt. Ihr etwas exotisches Aussehen ist einer der Gründe, daß dort in der Regel einheimische Arten bevorzugt werden. Diese Beobachtung wird durch eine Auskunft des Gartenbauamtes Stuttgart bestätigt.

In jungen Städten mit hoher Wachstumsdynamik oder verstädternden und verstädterten Dörfern kommt es erst seit etwa 5 Jahren zu mittlerweile zunehmenden Anpflanzungen des Baumes, der als repräsentatives Element wegen seiner hübschen blauen, vor dem Blattaustrieb erscheinenden Blüten und wegen seiner herzförmigen Blätter geschätzt wird.

An Autobahnen oder in Satellitensiedlungen konnte die Art im Stuttgarter Raum noch nicht beobachtet werden. Mitten in Industriegebieten wurden nur zwei gepflanzte Bäume entdeckt, bei Bad Cannstatt und bei Degerloch. Besonders die alten Kernstädte mit ihren oft ausgedehnten Parkanlagen und Botanischen Gärten dienten und dienen somit als Ausbreitungszentren der Art. Die ältesten spontanen Paulownien Stuttgarts sind ca. 25 Jahre alt. Da nicht jedes Jahr klimatisch günstig genug für das Überleben der Sämlinge im Winter ist, haben gegenüber den umliegenden Städten und den Vororten die alten Stadtzentren ausbreitungsgeschichtlich einen Vorsprung. Vororte sind zumeist von Wohnsiedlungen dominiert – in Privatgärten scheuen sich jedoch viele, den Baum anzupflanzen, da er wegen seines großen Lichtbedürfnisses einigen Platz benötigt, der den Hauseigentümern oft nicht zur Verfügung steht oder der anderweitig verplant ist (GRIMM 1999, mdl. Mitt.). Dies gilt für Schwaben, während sich die Paulownie in Baden auch in Hausgärten bereits größerer Beliebtheit erfreut (BÖCKER 2001, mdl. Mitt.). Einerseits hat sie dort bereits eine längere Anpflanzungstradition hinter sich und ist den Menschen – besonders in den Kurorten, wo sie sehr früh gepflanzt wurde – vertrauter. Andererseits ist die frostbedingte ästhetische Beeinträchtigung des Erscheinungsbildes der Paulownien z.B. in der badischen Rheinebene nicht so stark wie in Stuttgart.

Paulownia ist eines der interessantesten und das in dieser Arbeit am detailliertesten untersuchte Beispiel für das spontane Vorkommen von Neophyten im städtischen Raum. Im folgenden sollen weitere Beispiele und deren Abhängigkeiten von Elementen in der Agglomeration vorgestellt werden.

2.3.2 Differenzierungen zum Vorkommen einiger spontaner Pflanzenarten hinsichtlich nutzungsbedingter, nutzungsgeschichtlich bedingter und weiterer standortökologischer Aspekte

Durch die Haupt-Landnutzung werden ökologische Potentiale vorgegeben. Dies zeigt sich allein schon daran, daß es vielen Pflanzenarten wie *Antirrhinum majus, Daucus carota, Lactuca serriola* oder *Papaver rhoeas* in Wäldern zu dunkel ist, um überleben zu können. Ebenfalls sind die Diasporen vieler Arten nicht in der Lage, durch eine hohe, zur Austrocknung neigende Humusauflage hindurch zu keimen (BORCHERS & al. 1998) oder haben dort kein ihnen zusagendes chemisches Milieu. Dies sind einige Gründe dafür, warum die Ausbringung von Gartenabfällen mit Verbreitungseinheiten von Nutz- und Zierpflanzen in Wäldern zumeist nur lokal zur Ansiedlung neophytischer Arten führt.

In Tabelle 2.1 sind einige Pflanzenarten aufgezählt, die später ökologisch detaillierter charakterisiert werden. Deren Schwerpunkte hinsichtlich des Vorkommens in den drei Haupt-Landnutzungstypen Wälder bzw. Forste, landwirtschaftlich genutzte Flächen und Siedlungen werden durch verschiedene Symbole dargestellt. Dabei bedeutet:

■ Hauptvorkommen

▲ Nebenvorkommen

□ Gelegentliches Vorkommen

– Keine oder fast keine Vorkommen

Während in der Agglomeration Stuttgart manche Pflanzenarten wie *Oxalis corniculata, Pseudofumaria lutea, Eragrostis minor* oder *Hordeum murinum* ausschließlich in Siedlungen vorkommen, haben die Arten *Cirsium arvense* und *Rumex obtusifolius* sowohl in Siedlungen als auch in landwirtschaftlich genutzten Flächen Verbreitungsschwerpunkte. *Rumex obtusifolius* kommt besonders entlang von Waldwegen auch in Wäldern vor. *Ranunculus ficaria* hat in Wäldern und in Siedlungen einen Schwerpunkt, ist in der modernen Agrarlandschaft allerdings deutlich seltener.

In der dritten Spalte von Tabelle 2.1 sind einige Bodennutzungstypen aufgeführt, die innerhalb von Siedlungen von den Arten präferiert werden. Zur Erläuterung des Begriffs „Bodennutzungstyp“ vergleiche Kap. 4.2.1. Schattentolerante Arten, deren bevorzugte Habitate in Siedlungen in Gebüschen, Hecken oder an Heckenrändern liegen, sind meistens auch in den angrenzenden Wäldern zu finden. Es ist sinnvoll, die Habitatbindung für jede Pflanzenart gesondert zu diskutieren, da keine Art mit einer anderen exakt hinsichtlich ihrer ökologischen Ansprüche, Verbreitungsstrategien, Lebenszyklen und weiterer ökologisch relevanter Merkmale übereinstimmt.
Die vierte Spalte von Tabelle 2.1 gibt Auskunft zur Einwanderungszeit der jeweiligen Art. Dabei bedeutet:

I = IDIOCHOROPHYT: vor spürbarer Einflußnahme des Menschen vorhanden oder später ohne seine Mitwirkung eingewandert.

A = ARCHÄOPHYT: Altadventive; Einwanderung in prähistorischer Zeit bis zum Ausgang des Mittelalters unter Mitthilfe des Menschen.

N = NEOPHYTEN: Neuadventive; Einwanderung in historischer Zeit unter Mithilfe des Menschen (nach 1492, d.h. dem Jahr der Entdeckung Amerikas durch die Spanier).

NN = INDUSTRIOPHYT: Jüngsteinwanderer, Industriebegleiter. Sie grenzen sich von den Neophyten im engeren Sinne dadurch ab, daß die Einwanderung erst mit bzw. nach Beginn der industriellen Revolution ab etwa 1840 erfolgte.

Die Abgrenzung der Industriophyten von den Neophyten folgt SCHULTE & VOGGENREITER (2000, S. 62).

Tab. 2.1: Übersicht zu den Schwerpunktvorkommen ausgewählter Pflanzenarten hinsichtlich Haupt-Landnutzungstypen und einiger Bodennutzungstypen, ergänzt um die Einwanderungszeit der Arten (Einw.zeit) in Stuttgart (weitere Erläuterungen im Text)

Taxon	**Haupt-Landnutzungstyp**	**Bodennutzungstyp**	**Einw.-zeit**
Ranunculus ficaria	Wald ■ Agrarl. □ Siedlung ■	Gebüschränder, Rasen unter Baum	I
Rumex obtusifolius	Wald ▲ Agrarl. ■ Siedlung ■	Wiesen, Rinden-mulchbeete	I
Hedera Helix	Wald ▲ Agrarl. □ Siedlung ■	Gebüsch, Hecke	I/NN
Lamium argentatum	Wald ▲ Agrarl. □ Siedlung ■	Gebüsch	NN
Taxus baccata	Wald ▲ Agrarl. – Siedlung ■	Gebüsch, Hecke	I/NN
Cirsium arvense	Wald □ Agrarl. ■ Siedlung ■	Bodendecker, Beete	I
Stellaria media	Wald □ Agrarl. ▲ Siedlung ■	Beete	I
Geum urbanum	Wald □ Agrarl. □ Siedlung ■	Heckenrand	I
Viola odorata	Wald □ Agrarl. □ Siedlung ■	Rasen	N
Tussilago farfara	Wald □ Agrarl. ▲ Siedlung ■	Verdichtete Rohböden	I
Euphorbia peplus	Wald – Agrarl. □ Siedlung ■	Beete	A
Plantago media	Wald – Agrarl. □ Siedlung ■	Rasen	I
Veronica filiformis	Wald – Agrarl. – Siedlung ■	Rasen	NN
Puschkinia scilloides	Wald – Agrarl. – Siedlung ■	Rasen unter Baum	NN
Cardamine hirsuta	Wald – Agrarl. – Siedlung ■	Beete	NN
Oxalis corniculata	Wald – Agrarl. – Siedlung ■	Mauerfüße	N
Pseudofu-maria lutea	Wald – Agrarl. – Siedlung ■	Mauern	NN

Interessant ist, daß einige Arten wie *Hedera helix*, *Taxus baccata* und *Lamium galeobdolon*, die in vielen Teilen Deutschlands prinzipiell als Idiochorophyten anzusehen sind, nun als durch gärtnerische Züchtung und/oder Verwendung nahe verwandter Sippen (*Hedera helix* 'Hibernica', *Lamium argentatum*) genetisch veränderte Taxa aus ihren Anpflanzungen in Gärten in angrenzende Wälder hinein verwildern können und in diesem Fall als Industriophyten (der Gartenbauindustrie) aufgefaßt werden müssen (vgl. GILBERT 1994 und SEIDLING 1995). *Hedera helix*, *Taxus baccata* und *Lamium galeobdolon* existieren in Stuttgart jedoch ebenfalls als Idiochorophyten. Ohne exakte Bestimmung (und eventuell genetische Analyse) kann daher beim Efeu und bei der Eibe für Exemplare in Siedlungen keine eindeutige Aussage darüber getroffen werden, ob es sich um die idiochorophytische Stammform oder um einen Industriophyt handelt. Dem wird in Tab. 2.1 durch die Einstufung „I/NN" in der vierten Spalte an entsprechender Stelle Rechnung getragen.

Schwierig ist ebenfalls die Einordnung von *Viola odorata*, die ebenfalls als Gartenpflanze verwildert und bei der nach OBERDORFER (1983, S. 676) zahlreiche Bastarde existieren. Möglicherweise, so OBERDORFER (1983, S. 676), komme die Art in Süddeutschland nur als verwilderte Zierpflanze vor.

Ein Industriophyt ohne nahe verwandte idiochorophytische Taxa in Deutschland ist z.B. *Prunus laurocerasus* (BOHNSACK 1999, MEDUNA & al. 1999). Während MEDUNA & al. (1999) in Schweizer Wäldern die Lorbeerkirsche lediglich steril beobachteten, konnten in Stuttgarter Wäldern fruchtende Exemplare entdeckt werden (BÖKKER 2001, mdl. Mitt.). Die Art verbreitet sich endozoochor, sicherlich in erster Linie durch Nachschub aus naheliegenden Gärten. Auch bei der Lorbeerkirsche gibt es unterschiedliche Zuchtformen, die sich morphologisch unterscheiden.

Zwischen den etablierten Pflanzenarten von Sekundärwäldern und von Wäldern mit sehr langer kontinuierlicher Nutzungsdauer bestehen deutliche Unterschiede (ZACHARIAS 1994). In Sekundärwäldern findet man auffällig häufig nitrophytische

Saumarten wie *Urtica dioica*, *Aegopodium podagraria*, *Lamium maculatum* und *Glechoma hederacea*, während viele, zum Teil seltenere Arten mit weniger effektiven Ausbreitungsmechanismen (z.B. *Lilium martagon*, *Hepatica nobilis* oder *Paris quadrifolia*), die sich in alten Wäldern behaupten können, fehlen.

Auf floristische Differenzierungen zwischen unterschiedlichen landwirtschaftlichen Nutzungsformen wie Acker, Wiese, Weide und deren Brachestadien wird an dieser Stelle verzichtet, um typisch städtische Elemente innerhalb der Agglomeration zu fokussieren.

Entlang von Autobahnen – prinzipiell entlang vieler (Hauptverkehrs-) Straßen – herrscht ein Mahd- und Pflegeregime, welches, variiert durch weitere Einflußfaktoren wie Streusalz- und Schwermetalleintrag, spezifische Pflanzenarten und Pflanzengemeinschaften mit sich bringt (z.B. HEINDL 1990 und HEINRICH 1984). Diese erfahren je nach naturräumlicher Lage eine unterschiedliche Ausprägung. Bei einer Kartierung an Straßen des Filderraumes zeigt sich *Puccinellia distans* (eine an solchen Wuchsorten typische, salzliebende Art) als weit verbreitet (STRAUSS & RÖSSLER 1987). Lediglich entlang von Straßen in Wäldern konnten keine Vorkommen beobachtet werden, was auf Lichtmangel zurückgeführt wird (STRAUSS & RÖSSLER 1987).

Nach eigenen Beobachtungen kommt entlang der Autobahnen südlich von Frankfurt *Ailanthus altissima* gehäuft, und zwar sowohl auf dem Mittelstreifen zwischen den Fahrtrichtungen als auch im Rand- und Böschungsbereich, vor. Ähnliches gilt stellenweise im Stuttgarter Raum für *Atriplex nitens*, die Glanz-Melde. Da die Straßenbankette und besonders der zentrale Bereich zwischen beidseitig mehrspurigen Fahrbahnen hohe Werte für Schwermetalle und Natrium (aus Streusalzeinfluß) aufweisen (THOMPSON 1986), muß davon ausgegangen werden, daß die Glanz-Melde gegenüber diesen extremen Bedingungen tolerant ist.

Atriplex nitens-Bestände tauchen gemäß HARD (1996b, S. 212) heute vor allem an der Stadtperipherie auf, wobei deren Vergesellschaftung in verschiedenen Teilen Deutschlands etwas differiert. LANGER (1995) beschreibt Vegetationsaufnahmen aus Berlin, in denen *Atriplex nitens* dominiert, die auf Baumscheiben und ebenfalls auf Mittelstreifen angefertigt wurden. Während die Art in Berliner Straßen nur sehr vereinzelt anzutreffen ist, war sie in der Mark Brandenburg schon um 1900 verbreitet. Die Einbringung der Art durch Bodenaufschüttung und Bodenverfüllung wird von LANGER (1995) und HARD (1996b) hervorgehoben. BÖCKER & al. (1998, S. 156) und KLOTZ (1984, S. 238) berichten von *Atriplex nitens*-Beständen auf Müllbergen bzw. Deponien in Berlin und Halle.

Entlang von Gewässern wachsen durch standörtliche Besonderheiten Arten, die man (fast) nur hier findet. Für Berlin beschreibt SUKOPP (1990) die Flora und Vegetation der Havel, der Kanäle, des Tegeler Fließtals (BÖCKER 1978), der Pfuhle und der wassergefüllten Kiesgruben mit Arten wie *Ranunculus sceleratus, Typha latifolia, Glyceria fluitans, Carex gracilis* und *Rumex maritimus*. Im innerstädtischen Bereich, z.B. am Stuttgarter Feuersee, wird die Wasserbewegung vom Wasserkörper in den Uferbereich oft weitgehend unterbunden, so daß man dort kaum Feuchtigkeitszeiger unter den vorkommenden Pflanzenarten findet. An manchen kleinen innerstädtischen Seen, wie z.B. an einigen Gewässerabschnitten im Stuttgarter Schloßpark und im Wartbergpark, findet man Ansalbungen von Wasser- bzw. Uferpflanzen. Entlang der Wiesen auf Flußdeichen des Rheins in Köln bemerkt KUNICK (1984), daß die Trockenrasenart *Eryngium campestre* bis weit in die Stadt hinein vordringt. GROTE & BRANDES (1987) finden entlang von Flüssen in Städten eine größere Anzahl Neophyten als im Außenbereich.

WITTIG (1991, S. 143) beschreibt, daß *Rubus armeniacus* (die Armenische Brombeere, die sich in Stuttgart ebenfalls in Ausbreitung befindet) entlang von Bahnlinien in Düsseldorf ins Umland hinein ausstrahlt. Das Rubetum armeniaci spiele in Dörfern praktisch keine Rolle.
HARD (1998, S. 273) erwähnt, daß die früher als für Dörfer typisch bekannte Art *Malva neglecta* (die auch in kleinen Grünanlagen und bei Kinderspielplätzen in der Kernstadt Stuttgart häufiger vorkommt) nun in Städten vermehrt auftaucht. Dies wird von WITTIG (2001) bestätigt, der eine ausführliche Literaturauswertung zu *Malva neglecta* durchgeführt hat und deren pflanzensoziologische Bindung thematisiert. Ebenfalls wurde *Ballota nigra,* eine weitere früher in Dörfern häufige Art, in den letzten Jahren im Zentrum der Kernstadt Stuttgart öfters gefunden.

Andere sogenannte „Dorfpflanzen" wie der an Dungstellen und stickstoffreichen Orten früher häufige *Chenopodium bonus-henricus* lassen sich heute fast nur noch in abgelegenen Dörfern finden (z.B. SAUERWEIN 1985). Die Ausbreitungsdynamik des Guten Heinrichs ist offensichtlich im Gegensatz zu *Malva neglecta* zu schwach, um in der Stadt vorhandene potentielle Wuchsorte zu erreichen. Manchmal überdauern offensichtlich einige Exemplare des Guten Heinrichs an historischen Stellen wie z.B. an der Kirche in Plieningen, das durch eine sehr lange landwirtschaftliche Periode geprägt, sich mitlerweile zur Kleinstadt entwickelt hat (BÖCKER 2001, mdl. Mitt.).

Während *Malva neglecta* noch in Bodentiefen unter 5cm ein keimfähiges Diasporenreservoir aufbaut, ist dies für *Chenopodium bonus-henricus*, dessen Samen zudem nicht nicht sehr langlebig sein dürften, nicht der Fall (DANNENBERG 1985). In Vaihingen, einer bezüglich ihres Wachstums dynamischen, jungen Stadt, die, vor hundert Jahren noch ein Dorf, im Kern noch einige Bauernhöfe aufweist, hat sich an der Kirche der Gute Heinrich gehalten. Hinsichtlich der Siedlungsdynamik in der Agglomeration

Stuttgart ist in den Ortschaften (z.B. in Giebel) oder den Bereichen der Ortschaften, die erst nach 1935 entstanden sind, die Wahrscheinlichkeit, *Chenopodium bonus-henricus* zu finden, sehr gering.

Die Bauerweiterungen und Umnutzungen bestehender bäuerlicher Betriebe nach dieser Zeit gingen zu Lasten der traditionellen bäuerlichen Nutzung und Siedlung. DANNENBERG (1995) stellte bei einer Wiederholungskartierung, einem Vergleich der Anzahl der Fundorte im Zeitraum von 1900 bis 1970 zu 1991, eine Abnahme der Art um 80% fest. 37% der ehemals vorhandenen Fundorte waren überbaut (durch Pflasterungen und Wegebau), 25% der Fundorte sind durch chemische oder mechanische Wildkrautbekämpfung verschwunden und 20% der Fundorte wurden durch Bewirtschaftungsänderung, z.B. durch Aufgabe bäuerlicher Betriebe, Beseitigung von Misthaufen und Jauchegruben oder Aufgabe der traditionellen Hühnerhaltung im Freilauf eliminiert. Als Wuchsorte dominieren heute viel stärker als früher Weg- und Straßenränder; an Friedhöfen und Kirchplätzen, in Wohngebieten und in Knicks war die Art im Vergleichszeitraum verschwunden. Hierdurch habe sich nach DANNENBERG (1995) die soziologische Einbindung der Art verändert. Somit zeigt sich exemplarisch die Instabilität von Pflanzengesellschaften im Verlauf der Zeit, hervorgerufen durch Nutzungsänderungen und geänderte ästhetische Vorstellungen von einem „sauberen Dorf" (BÖCKER 1978, S. 102–103).

Die Nutzung und den Nutzungswandel in Hausgärten zwischen Feldberg und Kaiserstuhl dokumentiert und diskutiert HÜGIN (1991). In dessen floristisch-ökologischer Analyse werden Gemeinsamkeiten und naturräumliche Unterschiede in bezug auf spontane Pflanzenarten sowie Zier- und Nutzpflanzen der Gärten in Schwarzwald, Baar und Oberrheintal dargestellt.

Unterschiede in der Anpflanzung von Arten, ebenso wie Unterschiede in der Flächennutzung innerhalb der Siedlungen, sind als die einer historischen Entwicklung unterliegenden Gründe anzuführen, die zur Differenzierung der Agglomerationselemente

führten und führen. Die Vorkommen spontaner Pflanzenarten lassen sich standortökologisch, ausbreitungsbiologisch und nutzungsgeschichtlich erklären. Naturräumliche Besonderheiten sind dabei zu beachten.

3 Abgrenzung und Differenzierung der Kernstadt Stuttgart

Während im vorhergehenden Kapitel die Gliederung der Agglomeration Stuttgart mit ihren Auswirkungen in Hinsicht auf das Vorkommen einiger Pflanzenarten dargestellt ist, geht es in diesem Kapitel um die Abgrenzung und Differenzierung des zentralen Teiles der Agglomeration, der Kernstadt Stuttgart. Auf der Basis dieses Ansatzes sollen unterschiedliche Kernstädte miteinander vergleichbar sein, um deren Gemeinsamkeiten erkennen zu können.

Die Relevanz der möglichst exakten Bestimmung des detaillierter untersuchten Areals, der Kernstadt Stuttgart, ergibt sich, weil sich Ergebnisse aus unterschiedlichen politisch definierten Stadtgebieten hinsichtlich ihrer floristischen oder vegetationskundlichen Ausstattung oft nicht sinnvoll miteinander vergleichen lassen (WITTIG 1991, S. 29 und KORSUIZE 1999). Der Grund hierfür sind die unterschiedlichen Anteile land- und forstwirtschaftlich genutzter Flächen, ebenso wie unterschiedliche Anteile von Naturschutzflächen in kommunalen Verwaltungseinheiten (Stadtgebieten). Über die Quantität und Heterogenität der Lebensräume wird die floristische Ausstattung auf entscheidende Weise mit gesteuert.
Nach der Abgrenzung der Kernstadt Stuttgart erfolgt deren Untergliederung in Bebauungstypen, wozu zunächst die verwendete Methodik dargestellt wird. Danach werden die Anteile der Bebauungstypen an der Kernstadt ermittelt. Hierdurch liegt bezüglich der Quantität ähnlich genutzter Flächen eine bedeutsame ökologische Aussage vor.

Sowohl die Anteile dominanter Bebauungstypen sind für die alten Kernstädte charakteristisch als auch deren räumliche Anordnung innerhalb der Kernstädte. Obwohl hierzu in der bisherigen stadtökologischen Forschung manche Aspekte beschrieben wurden, fehlt ein die wichtigsten Bebauungstypen zusammenfassender Überblick zur räumlichen Musterbildung auf der Ebene von Kernstädten.

Zur Erläuterung der Bedeutung dieses Ansatzes dient die Verteilung von *Paulownia tomentosa* in der Kernstadt Stuttgart. Die Verknüpfung des nutzungsbedingten Erklärungsansatzes zum Vorkommen von Pflanzenarten mit populationsbiologischen und historischen Erklärungsaspekten läßt sich hieran veranschaulichen.

3.1 Zur Abgrenzung der Kernstadt gegen benachbarte Siedlungseinheiten und andere Haupt-Landnutzungstypen

Um das Untersuchungsgebiet der Stuttgarter Kernstadt abzugrenzen, ist die Differenzierung des Raumes nach Landnutzungstypen hilfreich, um zunächst großräumig dominante Nutzungseinflüsse auf die Vegetation zu lokalisieren. Hierbei werden die Haupt-Landnutzungstypen forstwirtschaftliche Nutzung, landwirtschaftliche Nutzung und Siedlung unterschieden. Mit diesem Ansatz verknüpft ist die These, daß die Landnutzung entscheidende abiotische Bedingungen als Faktoren für das Vorkommen von Pflanzenarten vorgibt (vgl. Kap. 2.3). Nicht nur bezüglich des Vorkommens von Pflanzenarten (z.B. GREGOR 1995), sondern auch hinsichtlich des Stadtklimas und bodenkundlicher Parameter ist dies dokumentiert (z.B. bei BLUME & al. 1978).
Im Zusammenhang der Zuordnung spontaner Vorkommen von *Paulownia* zu Haupt-Landnutzungstypen wurde in Abb. 2.4 (S. 29) eine diesbezügliche Einteilung des politischen Stadtgebietes Stuttgart dargestellt. Die auf dieser Karte innerhalb der Stadtgrenzen weiß verbliebenen großräumigen Areale repräsentieren die landwirtschaftlichen Nutzflächen. Räumlich verbundene größere Bereiche (>1km^2) gibt es auf den Fildern (im südlichen Stadtgebiet), bei Vaihingen (im Südwesten) sowie in den äußersten nördlichen und östlichen Teilarealen des Stadtgebietes. Die forstwirtschaftlichen Flächen, deren größte sich westlich und südöstlich des Stadtkerns befinden, haben, betrachtet man das politische Stadtgebiet, in geringerem Ausmaß abgenommen als die landwirtschaftlichen Flächen. Dies deckt sich mit Entwicklungen in Berlin (vgl. HOTZAN 1994, S. 66).

Abb. 3.1 zeigt auf der Basis einer Karte des Statistischen Amtes zur Gliederung des Stadtgebietes in Stadtbezirke, Stadtteile und Stadtviertel die Abgrenzung der Stuttgarter Kernstadt gegenüber anderen Landnutzungstypen und gegenüber anderen Siedlungseinheiten. Der bebaute Bereich ist auf dieser Karte farblich hellgrau gekennzeichnet. Die Grenze des Untersuchungsgebietes ist gelbgrün dargestellt.

Zur Berechnung der Anteile von Bebauungstypen an der Kernstadt (Kap. 3.3) wurden die beiden dunkelblau umgrenzten, vorwiegend industriell genutzten Areale mitberücksichtigt. Einerseits grenzen diese Industriegebiete unmittelbar an die Stadtbezirke Stuttgart-Ost bzw. Stuttgart-Nord an, andererseits sind deren Entwicklung und die Entwicklung der Bebauung im Stuttgarter Talkessel eng miteinander verknüpft (siehe Kap. 2.2).

Besser als in Abb. 3.1 lassen sich die Grenzen des bebauten Areals zu anderen Landnutzungstypen durch die Abgrenzung in einem Luftbild der Stuttgarter Kernstadt veranschaulichen (Abb. 3.2). Die Übergänge der Stuttgarter Kernstadt zu Feuerbach im Norden und zu Bad Cannstatt im Osten sind demgegenüber nicht durch eindeutige Landnutzungsgrenzen markiert, wie sich das im Übergang zu Botnang im Westen noch zeigt. Ebenfalls ist der Übergang zu Degerloch im Süden durch einen Siedlungskorridor von ca. 200m Breite fließend. Als Grenzen wurden im Zweifelsfall die Grenzen der Stadtbezirke herangezogen. Besser nachvollziehen läßt sich deren Festlegung mit Hilfe einer historischen Analyse des Stadtentwicklungsprozesses der Stuttgarter Kernstadt im Vergleich zu den unmittelbar benachbarten Siedlungen Feuerbach, Bad Cannstatt und Wangen (vgl. hierzu Abb. 2.2.2). Detaillierte Darstellungen zur Stuttgarter Stadtgeschichte und Stadtbaugeschichte, die die gewählte Vorgehensweise unterstützt haben, finden sich z.B. bei DECKER-HAUFF (1966), MARKELIN & MÜLLER (1985), HAGEL (1985) und HAGEL (1996).

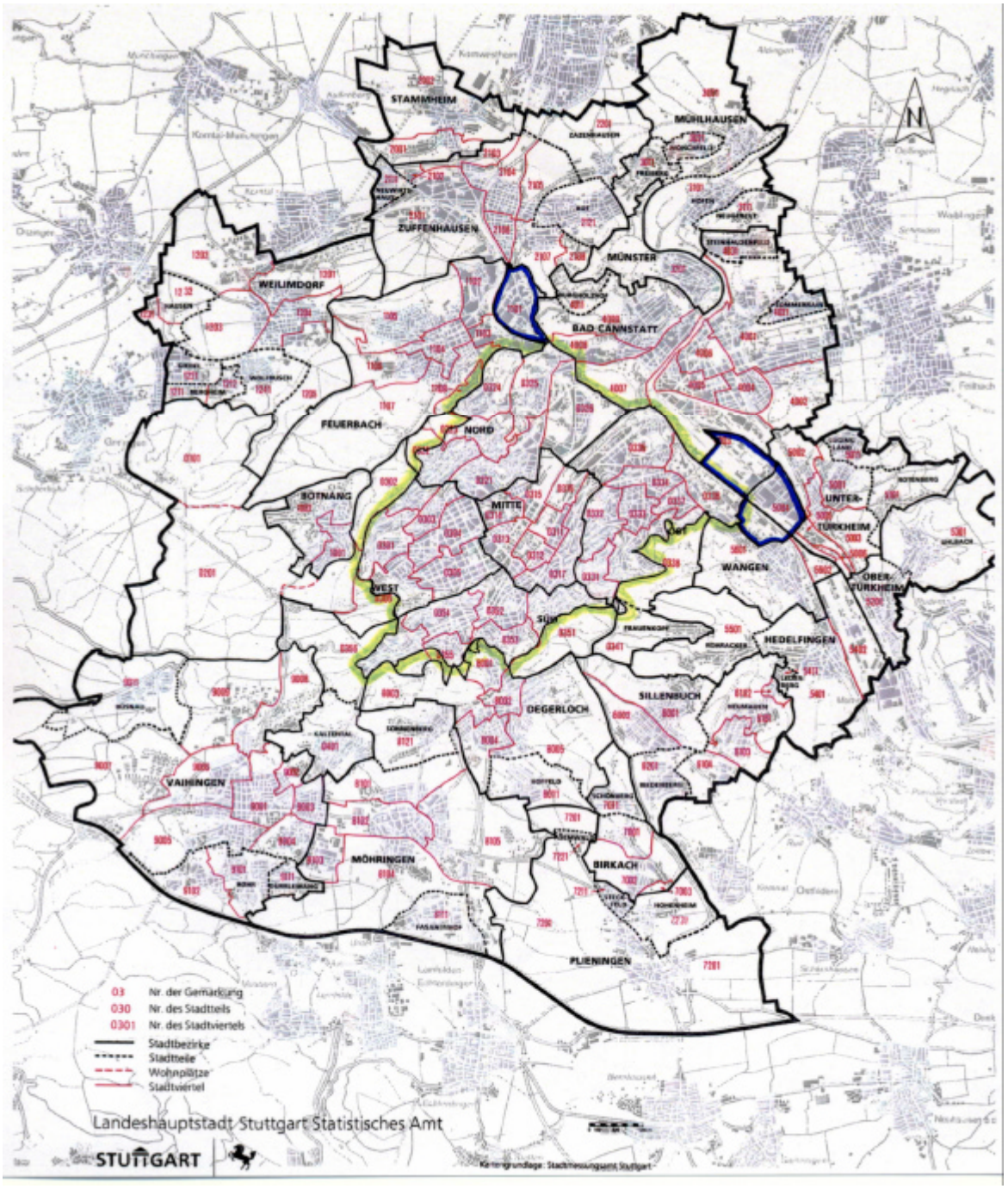
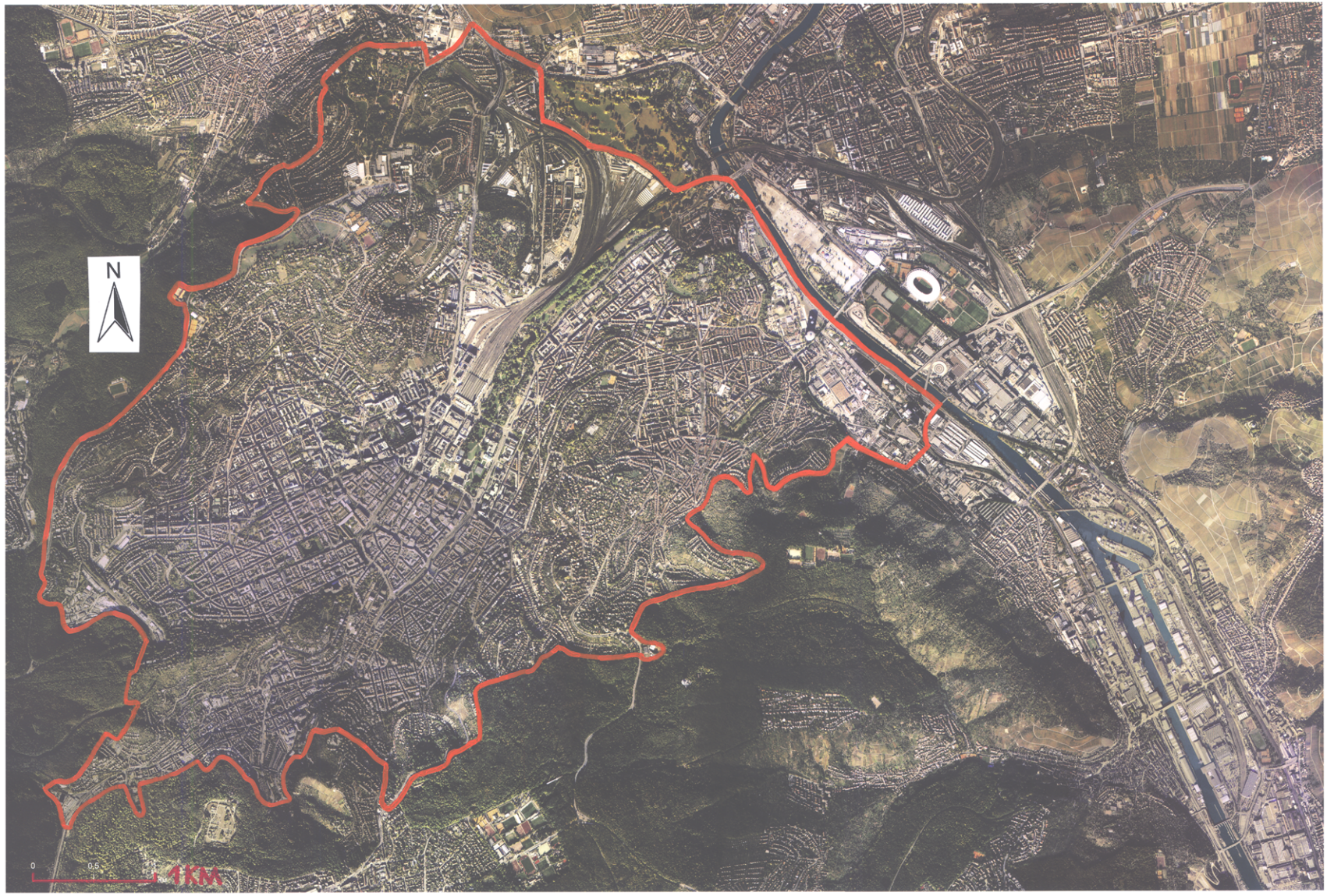


Abb. 3.1: Gliederung des Stadtgebiets nach Stadtbezirken, Stadtteilen und Stadtvierteln



© Dornier Satellitensysteme GmbH, 1998 Originaldaten Stadtmessungsamt Stuttgart, 1997 Dornier Satellitensysteme GmbH Geo-Informationsdienste D-88039 Friedrichshafen, Fax +49 7545 8-26 87

Abb. 3.2: Abgrenzung der Kernstadt auf der Basis eines Luftbildes

Aus Abb. 3.3 wird das historisch sukzessive Wachstum Stuttgarts ersichtlich. Dem steht ein ebenfalls sukzessives Wachstum, ausgehend von den jeweiligen Ortskernen in Bad Cannstatt und Feuerbach, gegenüber. Die Wachstumsphasen sind dabei ablesbar an den in der jeweiligen Zeit entstandenen Bebauungstypen sowie an deren Architektur. Einerseits ausgelöst durch den Zustrom von Arbeitskräften im Zuge der Industriellen Revolution, andererseits durch die Eingemeindung von vormals selbständigen Siedlungen erfuhr Stuttgart zwischen 1830 und 1910 eine erhebliche Bevölkerungs- und Flächenzunahme (siehe Abb. 3.4). Ebenso wie in vielen anderen Städten ist die heutige Stuttgarter Kernstadt somit nicht zuletzt ein Produkt der Eingemeindung ehemaliger Dörfer, die damals noch recht klein waren. Deren Eingemeindung liegt schon so weit zurück, daß sie politisch gesehen im Gegensatz zu Feuerbach, Bad Cannstatt oder Wangen schon seit langem nicht mehr als eigener Stadtteil geführt bzw. als Ortsteil beschildert werden.

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß die Stuttgarter Kernstadt als Landnutzungstyp Siedlung nicht nur gegenüber dem Landnutzungstyp Wald oder landwirtschaftlicher Nutzfläche, sondern auch von den direkt angrenzenden Siedlungseinheiten abgrenzbar ist. Eine historische Analyse der Siedlungsentwicklung ist dabei von großem Nutzen, wenngleich auch bei diesem Vorgehen bezüglich der Zuordnung einzelner Blöcke in den unmittelbaren Grenzbereichen Unklarheiten bestehen bleiben.

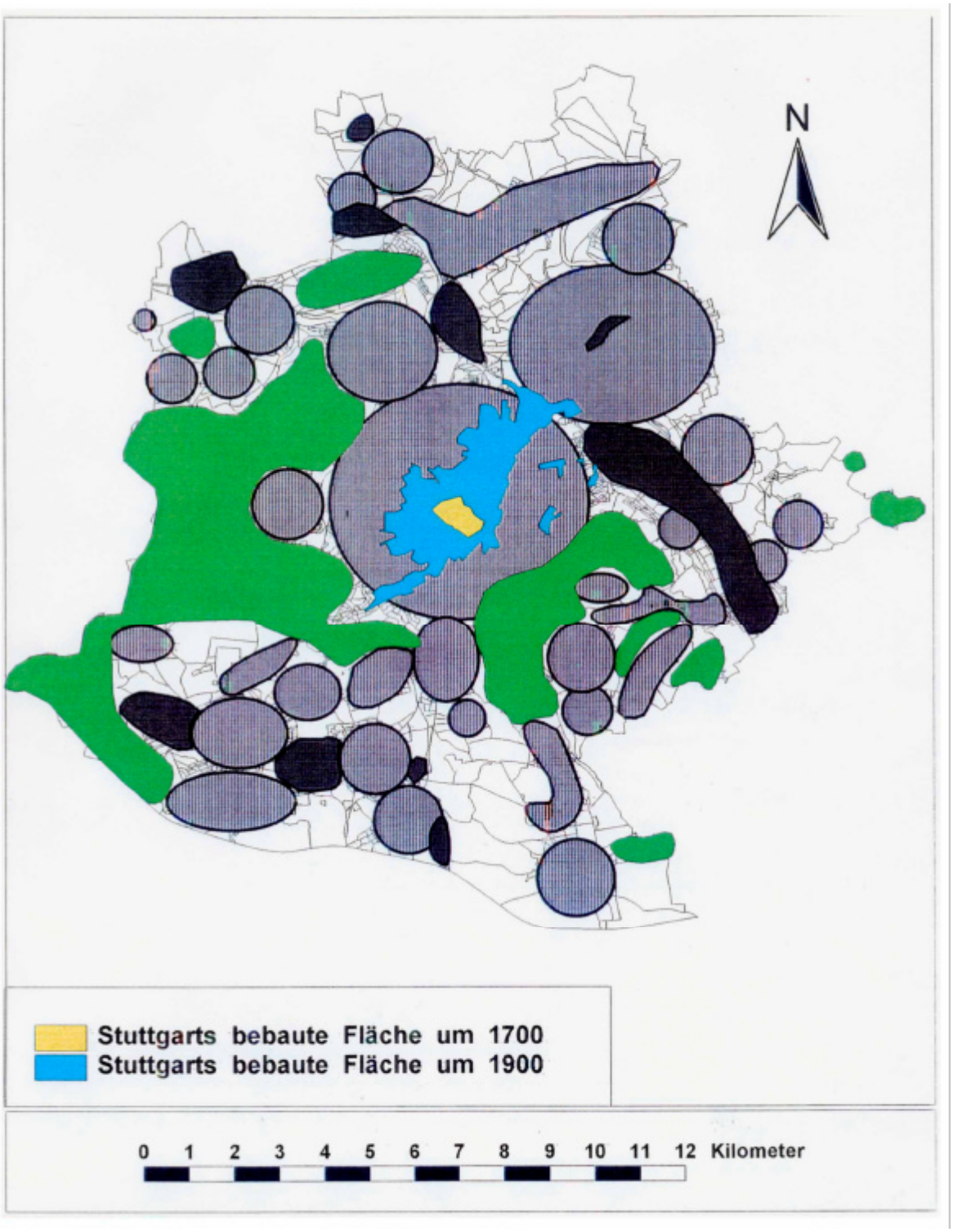


Abb. 3.3: Siedlungsflächenentwicklung der Kernstadt Stuttgart. Die Verteilung der Haupt-Landnutzungstypen im Jahr 2000 ist zum Vergleich dargestellt (grün: Wälder, weiß: landwirtschaftlich genutzte Flächen, schwarz: Industriegebiete, grau: Siedlungen)

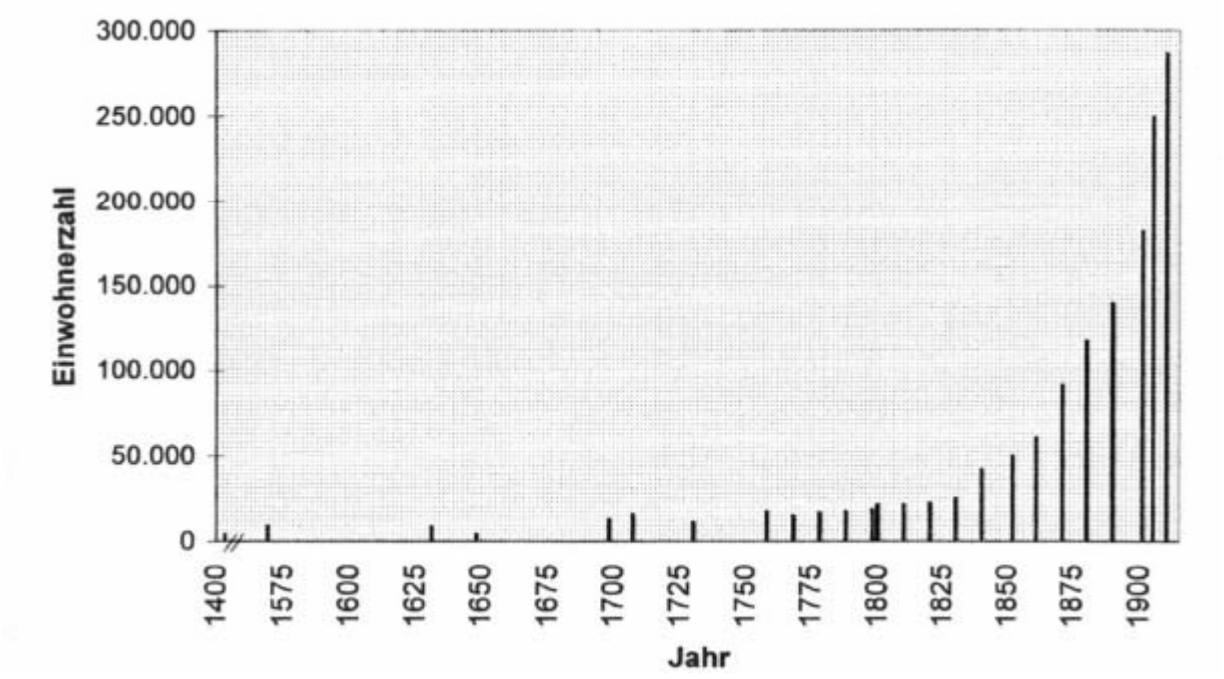


Abb. 3.4: Entwicklung der Einwohnerzahlen Stuttgarts von 1400 bis 1910

3.2 Zur Untergliederung der Kernstadt in Bebauungstypen

3.2.1 Definition des Begriffs Bebauungstyp

Als Bebauungstyp im engeren Sinn wird die Kombination eines Gebäudetyps mit weiteren (Frei-)Flächennutzungen bezeichnet. So treten beispielsweise in Kombination mit dem Gebäudetyp in Zeilenbauform zumeist große Rasenflächen (vgl. Kap. 4) auf. Als Beispiele für Bebauungstypen seien Blockbebauung, Villenbebauung oder Großformbebauung genannt. Als Bebauungstypen im weiteren Sinn werden Flächen aufgefaßt, die in einem landbaulich-kulturtechnischen Sinn (im Sinne des lateinischen „cultivare“) bebaut bzw. bearbeitet werden, wie Weinbauflächen, Waldbauflächen oder Ackerbauflächen. Gemeint ist somit ein Nutzungseinfluß, der Sukzessionen auf ehemals genutzten Flächen einschließt, da die Nutzungsspuren sich meist noch in der aktuellen Vegetation zeigen.

GILBERT (1994, S. 60) nennt die Dauerhaftigkeit der Nutzungsspuren, die sich in der Vegetation manifestiert haben, „Palimpsest Effekt“. Ein „Palimpsest“ ist ein Schriftstück, auf dem der alte Text zum Teil gelöscht und durch einen neuen Text ersetzt wurde. Sowohl die alten als auch die neuen Textspuren sind dabei noch nebeneinander sichtbar.

Ein vom Ansatz her vergleichbares Konzept hat THIBAULT (1997) publiziert. Er unterscheidet neun Typen der Landnutzung (land use), die weitgehend Bebauungstypen entsprechen und differenziert sie nach der Bodendeckung (ground cover). Für die Kombination bestimmter Landnutzungen mit unterschiedlichen Arten der Bodendekkung verwendet er den Ausdruck „landprint“. In dieser Untersuchung zeigt sich, daß der „landprint“, die Zusammensetzung der Bebauungstypen, über den Untersuchungszeitraum vieler Jahrzehnte hinweg relativ konstant bleibt.

Bebauungstypen werden in anderen Veröffentlichungen z.B. als Nutzungstyp (DUHME & LECKE 1986), Baustrukturtyp (KOHL 1999, WITTIG & al. 1989), Biotoptyp (SCHULTE & al. 1986), Biotopkomplextyp (ARBEITSGRUPPE „METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH“ 1993), Quartierstyp (KIENAST 1978), Stadtstrukturtyp (FROST 1985), Makrohabitat (WITTIG 1991) und urbane Subsysteme (KLOTZ & al. 1984) bezeichnet. Ohne der Begrifflichkeit einen zu hohen Stellenwert einräumen zu wollen, sei angemerkt, daß diese Vielfalt eher verwirrend als zur Verständigung hilfreich ist. Man kann mit gutem Grund als Nutzungstypen auch Bodennutzungen in der Größenordnung weniger Quadratmeter bezeichnen; der Begriff Stadtstrukturtyp ist schon belegt (vgl. Kap. 2.1) und unter urbanen Subsystemen würde man sicher nicht zuerst an räumlich ähnlich genutzte und gestaltete Bereiche denken. Demgegenüber verweist der Begriff Bebauungstyp direkt auf solche Assoziationen.

Der Begriff Biotop ist vielfach zu einer „stark strapazierten Leerformel“ verkommen. Er wird je nach Untersuchungsziel bezüglich der räumlichen Größenordnung, auf die er sich bezieht, definiert (WELLER 1998, mdl. Mitt.). Unstimmigkeiten hierüber werden z.B. daraus ersichtlich, daß innerhalb des initiativen Arbeitskreises zur Biotopkartierung im besiedelten Bereich (SCHULTE & al. 1986) Bebauungstypen noch als Biotoptypen benannt werden, während die gleichen Objekte wenige Jahre später (ARBEITSGRUPPE „METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH“ 1993) als Biotopkomklextypen bezeichnet werden. Richtig ist sicherlich, daß im großflächigen Bereich der sogenannten freien Landschaft (Außenbereich) und in den gering versiegelten Bereichen innerhalb von Städten der Begriff Biotop assoziativ näher liegt, während im Innenbereich der Begriff Bebauungstyp in den meisten Fällen eine eindeutigere Bezeichnung darstellt.

Der Begriff Quartier verweist auf Stadtviertel, die häufig soziologisch ähnlich geprägt sind, was sich besonders hinsichtlich der Pflegeintensität der Vegetation auswirken kann. Stadtquartiere liegen räumlich betrachtet auf einer kleinmaßstäbigeren Ebene als Bebauungstypen und lassen ebenfalls nicht primär an räumlich ähnlich genutzte und gestaltete Bereiche denken.

3.2.2 Methodik der Bebauungstypenkartierung

Die Kernstadt Stuttgart ist in Baublöcke aufgeteilt, die sich auf die Bezirke Stuttgart-Mitte, Stuttgart-Nord, Stuttgart-Ost, Stuttgart-Süd und Stuttgart-West verteilen. Eine kartographische Darstellung der Baublockgrenzen lag sowohl analog als auch digital vor. Die entsprechenden Karten können vom Amt für Statistik bzw. beim Stadtmessungsamt der Landeshauptstadt Stuttgart bezogen werden. Die Einstufung der Bau-

blöcke in Bebauungstypen erfolgte durch Auswertung von Luftbildern (schwarz-weiß) im Maßstab 1:10.000 sowie durch stichprobenartige Überprüfung der hierdurch erzielten Ergebnisse vor Ort. Bei der Methodik der Kartierung diente ein Leitfaden der ARBEITSGRUPPE „METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH“ (1993) als Orientierungshilfe. Die Erfassungskategorien wurden jedoch auf im Innenbereich häufig vorkommende Erfassungseinheiten beschränkt. Übereinstimmende Einschätzungen zur Bedeutsamkeit entsprechender Einheiten wurden in der Literatur immer wieder gefunden (vgl. z.B. BÖHM 1995, DUHME & LECKE 1986, KUNICK 1987 und PAULEIT 1998).

Es gibt nicht wenige Gliederungsansätze aus stadtökologischer Sicht, die ihre Einteilung unterhalb der Ebene der Kernstadt ausdifferenzieren. Diese stimmen oft in groben Zügen mit dem Vorschlag der ARBEITSGRUPPE „METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH“ (1993) überein. Anregungen zur Gliederung, die in ihrer Zielrichtung und Problemdefinition teilweise voneinander abweichen, finden sich bei folgenden Autoren: ARBEITSGRUPPE ARTENSCHUTZPROGRAMM BERLIN (1984), AUBE (1985), BERLEKAMP & al. (1990), BÖCKER & al. (1998), BREUSTE (1989), HAHN (1992), HARD (1998), HARD & OTTO (1985), HÜLBUSCH & al. (1979), KAULE (1991), KLOTZ & al. (1984), KUNICK (1974), REIDL (1989), SCHULTE (1985), SUKOPP & WITTIG (1993) und WITTIG (1991).

Die Differenzierbarkeit mancher der von der ARBEITSGRUPPE „METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH“ (1993) unterschiedenen Einheiten wird von RICHTER & al. (1999) kritisiert. Gemäß BIERHALS (1978, S. 31) ist aus der intensiven Diskussion in der Landschaftsplanung zu ökologischen Raumeinheiten bekannt, daß es „eine universelle ökologische Raumgliederung aus wissenschaftstheoretischen und bewertungsmethodischen Gründen“ nicht geben kann. Der Naturhaushalt oder Ökosysteme können niemals in allen Beziehungen erfaßt werden.

Daher ist die Auswahl der Kriterien zur Raumgliederung eine selektive Abstraktion, die zumeist je nach dem verfolgten Zweck differiert.

Im folgenden sind die verwendeten Erfassungseinheiten aufgeführt:

- Moderne Großformbebauung
- Alte Großformbebauung
- Blockbebauung
- Zeilenbebauung
- Einzelhausbebauung
- Villenbebauung
- Großer Platz
- Großparkplatz
- Industrie- und Gewerbegebiet
- Bahnanlage
- Sportanlage
- Friedhof
- Grünanlage
- Gewässer
- Weinberg
- Wäldchen

Es gab im Kernstadtbereich wenige Flächen, die sich auf dieser Grundlage nicht zuordnen ließen. Diese wurden unter der Sammelbezeichnung „Sonstiges" zusammengefaßt. Hierzu zählen z.B. Brachflächen, die hinsichtlich ihrer Vornutzung und den aktuellen Stadien der Sukzession derart unterschiedlich ausgebildet sind, daß eine über die Bezeichnung „Brachfläche" hinausgehende Differenzierung für ökologische Aussagen dringend erforderlich ist (vgl. hierzu KONOPKA 1994 sowie ZUCCHI & FLISSE 1993).

Die Definition der Bebauungstypen richtet sich weitgehend nach oben zitierter Orientierungshilfe. Wenn ein Baublock sich aus unterschiedlichen Bebauungstypen zusammensetzt, so wurde die Zuordnung nach dem bezogen auf die Grundfläche des Blocks dominanten Bebauungstyp vorgenommen. Da die Baublockgrenzen im Untersuchungsgebiet der Kernstadt zumeist in der Mitte von Straßen liegen und da die Blöcke ohne die „Versorgungsadern" der Straßen nur unvollständig vorstellbar sind, wurden die Straßen als Teil der jeweiligen Bebauungstypen aufgefaßt.

Eine Zusätzliche Differenzierung je Bebauungstyp erfolgte durch die Einstufung in drei Versiegelungskategorien:
Versiegelung

- bis zu 33% der Baublockfläche
- zwischen 33% und bis zu 66% der Baublockfläche
- zwischen 66% und bis zu 100% der Baublockfläche

Diese Klassifizierung wurde durch okulare Einschätzung aus den Luftbildern gewonnen und anhand einer detaillierteren, vom Stadtplanungsamt der Stadt Stuttgart ebenfalls auf Baublockbasis erarbeiteten Versiegelungskarte (LANDESHAUPTSTADT STUTTGART – STADTPLANUNGSAMT 1989) überprüft.

3.3 Anteile der Bebauungstypen an der Kernstadt

Die Flächenbilanz der Bebauungstypen der Kernstadt ist ökologisch von Bedeutung, weil hierdurch Eigenschaften wie die Modifikation der Luft- und Bodentemperaturen und die Bodenversiegelung mit gesteuert werden. Z.B. zeigt sich nach der umfangreichsten Auswertung zu Bodenversiegelungserfassungen in deutschen Städten, daß gleiche Bebauungstypen hinsichtlich der versiegelten Fläche zumeist recht gut miteinander übereinstimmen (HEBER & LEHMANN 1996). Hierdurch lassen sich Rück-

schlüsse auf die vegetationsfähigen und mit Vegetation bedeckten Areale ziehen. Eine Ausnahme ist die Einzelhausbebauung, innerhalb der von Fläche zu Fläche erhebliche Versiegelungsunterschiede auftreten können. Daher ist eine grobe Einstufung zur Versiegelung zusätzlich zur Kartierung der Bebauungstypen bei vielen ökologischen Fragestellungen sinnvoll. Da das Ausmaß der vegetationsfähigen Fläche der Bebauungstypen (die in den folgenden Kapiteln detaillierter betrachtet wird) eine wichtige ökologische Größe darstellt, wurden Flächenbilanzen auf dieser Ebene durchgeführt, wenngleich die floristische Ähnlichkeit von Bebauungstypen im Hinblick auf Präsenz und Absenz spontaner Pflanzenarten oft nur gering ist (RICHTER & al. 1999).

Das zur Flächenbilanz herangezogene Untersuchungsgebiet umfaßt die Kernstadt (in Abb. 3.1 grün markiert) mit den (blau umrandeten) angrenzenden Industriegebieten und mit Abschnitten des Neckars. Die Ergebnisse der Flächenbilanz sind als Kreisdiagramm dargestellt (Abb. 3.5) und beziehen sich auf ein Areal von ca. 29,3km^2.
Fast 50% dieser Fläche nimmt die Wohnbebauung ein, am stärksten repräsentiert durch Einzelhausbebauung (25%) und Blockbebauung (14%). Etwa ein Fünftel des Untersuchungsgebiets entfällt auf vorwiegend industriell genutzte Areale. Hierzu zählen Industrie- und Gewerbegebiete (16%), Bahn- und Gleisanlagen (3%) und Gewässer (3%). Die Gewässerflächen werden fast ausschließlich durch den Neckar repräsentiert, der im betrachteten Abschnitt für die industrielle Nutzung als Hafen ausgebaut ist. Der Anteil der Gleisanlagen reduziert sich erheblich durch die bereits angelaufenen Baumaßnahmen im Rahmen des Projektes Stuttgart 21 (LANDESHAUPTSTADT STUTTGART – AMT FÜR UMWELTSCHUTZ 1997).

Unter der Rubrik „dienstleistungsbetont“ läßt sich die neuere Großformbebauung (12%) und die ältere Großformbebauung (2%) zusammenfassen (vgl. Tab. 3.1).

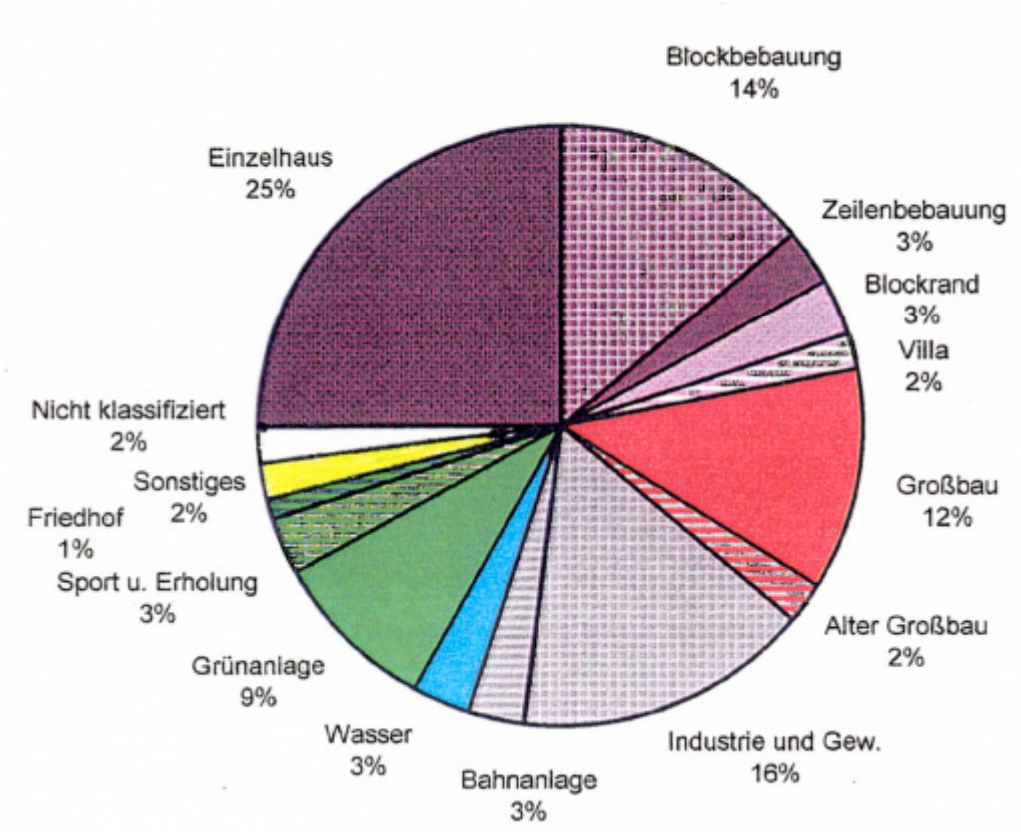


Abb. 3.5: Anteile der Bebauungstypen an der (um industrielle Areale) erweiterten Stuttgarter Kernstadt

Tab. 3.1: Zusammenfassende Darstellung der Bebauungstypenanteile

Bebauungstyp		Zusammenfassende Kategorie	
· Einzelhausbebauung	25%		
· Blockbebauung	14%		
· Zeilenbebauung	3%	□ **Wohnbebauung**	**47%**
· Blockrandbebauung	3%		
· Villenbebauung	2%		
· Industrie- u. Gewerbegeb.	16%		
· Bahnanlage	3%	□ **industriell betont**	**22%**
· Fluß	3%		
· Großformbebauung N.	12%	□ **dienstleistungsbetont**	**14%**
· Großformbebauung Alt	2%		
· Grün- u. Parkanlage	9%		
· Sportanlage	3%	□ **"Grün"-betont**	**13%**
· Friedhof	1%		
· Sonstiges	4%	□ **Sonstiges**	**4%**

Eine Differenzierung in öffentliche und nicht öffentliche Großformbebauung erwies sich nicht als zweckmäßig, da bezüglich der Pflege, der Versiegelung und der Pflanzenarten keine markanten Unterschiede erkennbar waren. Zur älteren Großformbebauung zählen sehr viele Kirchen und das Alte sowie das Neue Schloß.
Als geringer versiegelte Flächen sind in nennenswertem Ausmaß Grünanlagen (mit 9%), Sportanlagen (mit 3%) und Friedhöfe (mit 1%) vertreten.

Wäldchen, Weinberge, Kleingärten, Parkplätze und größere (zumeist öffentliche) Plätze umfassen gemeinsam nur ca. 2% des Untersuchungsareals der um die bezeichneten Industriegebiete erweiterten Kernstadt. Diese Flächen sind in Abb. 3.5 unter „Sonstiges“ subsumiert.

Methodisch muß angemerkt werden, daß Bebauungstypen, die zumeist innerhalb von Blöcken nur untergeordnete Teilareale einnehmen, wie z.B. Brachflächen, Kinderspielplätze, die in Grünanlagen oder in Zeilenbebauung häufig sind, oder Kleingartenanlagen, die z.B. in der Einzelhausbebauung zugeordneten Blöcken liegen, in ihrer Flächenbedeutsamkeit systematisch unterschätzt werden. Hier wäre eine gesonderte Erhebung sinnvoll. Es ist jedoch nicht zu erwarten, daß deren Anteil im Untersuchungsgebiet über 2% liegt. Bezogen auf das gesamte politische Stadtgebiet nehmen nach SCHULZ & JACOB (1987) die Kleingärten 105ha (ca. 0,5%) und die Kinderspielplätze 36ha (ca. 0,2%) der Fläche ein.

Interessant ist ein Vergleich der Ergebnisse des Kernstadtareals mit einer Flächenbilanz der sogenannten Hauptnutzungen im gesamten Stadtkreis Stuttgart (ca. 207km^2). Wälder haben an der Fläche des Stadtkreises (der kommunalen Verwaltungseinheit Stuttgarts) einen Anteil von 24%, Äcker von 10%, Gärten, Obstwiesen und Wiesen gemeinsam 15%. Alle genannten Kategorien gemeinsam umfassen in der

oben vorgestellten Erhebung zusammen weniger als 2%. Ebenfalls sehr deutlich sind die Unterschiede der Flächenanteile für den überbauten Bereich. Dieser nimmt im Stadtkreis Stuttgart 42% der Fläche ein (Baufläche und Verkehrsfläche), während im Bereich der erweiterten Kernstadt mehr als 80% des Untersuchungsgebiets als überbaut gelten muß: Die Wohnbebauung, die vorwiegend industriell genutzten und die dienstleistungsbetonten Areale (siehe Tab. 3.1). Im Untersuchungsgebiet der erweiterten Kernstadt und im politischen Stadtgebiet sind die Flächenanteile der Friedhöfe und der Sportanlagen vergleichbar.
Hieraus läßt sich folgern, daß es aus stadtökologischer Sicht entscheidende Unterschiede gibt, ob man das politische Stadtgebiet oder die (erweiterte) Kernstadt als Untersuchungsraum auswählt.

3.4 Verteilung der Bebauungstypen in der Kernstadt

In diesem Kapitel soll es darum gehen, die in Kapitel 1.2 aufgestellte These 3 zu prüfen:

Die Bebauungstypen der Kernstadt sind in ihrer räumlichen Lage zueinander nicht völlig beliebig angeordnet, sondern folgen grob skizzierbaren Prinzipien.

Die Verteilung der Bebauungstypen in der Kernstadt wird aus Abb. 3.6 ersichtlich. Hohe Flächenanteile an der Kernstadt haben die Großformbebauung, die Blockbebauung sowie die Einzelhausbebauung, die prinzipiell in der aufgezählten Reihenfolge von der zentralen Fußgängerzone bis an die Kernstadtränder aneinander anschließen. In der Abfolge dieser Bebauungstypen deutet sich ein tendenziell konzentrisches Gliederungsmuster an, das von topographischen und historischen Gegebenheiten modifiziert wird.

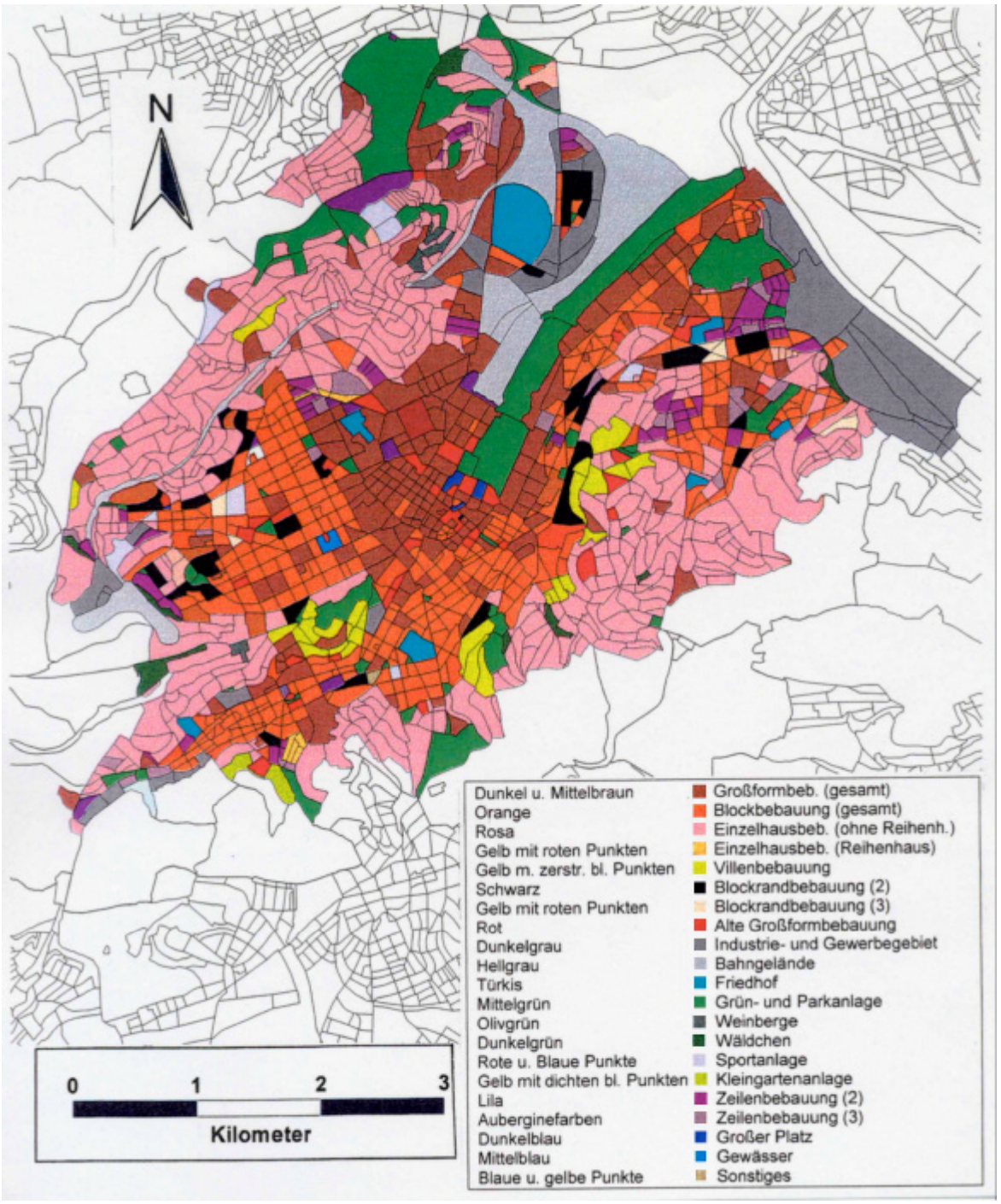


Abb. 3.6: Verteilung der Bebauungstypen in der Kernstadt Stuttgart

Eine solche Abwandlung entstand dadurch, daß der „Stuttgarter Kessel“ im Verlauf des Nesenbachtals nach Nordosten, zum Neckar hin, offen ist. Hierdurch ergab sich eine günstige räumliche Situation für die Streckenführung der Bahn vom Neckar in

die Stuttgarter Kernstadt hinein. Begleitend war für die Ausprägung umfangreicher Bahnanlagen ebenes Gelände vorhanden. Entlang der Bahnlinie schließen sich Industriegebiete an. Im folgenden wird versucht, die Verteilung der Bebauungstypen innerhalb der Kernstadt nicht nur zu beschreiben, sondern auch in ihrer historischen und wirtschaftspolitischen Bedingtheit zu erklären.

Die Bedeutung kulturhistorischer Zusammenhänge für die Ausbildung der Stadtvegetation greift schon KUNICK (1974) auf. Setzt man eine integrative Auffassung der Disziplin Ökologie voraus (KUTTLER 1995), so scheint dieses Vorgehen notwendig. Die Verteilung von Bebauungstypen in der Kernstadt erweist sich bezüglich ihrer relativen Lage, wie Vergleiche mit anderen Städten gezeigt haben (z.B. BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 1993 und KOHL 1999), als weitgehend übertragbar. Daher sind in Tab. 3.2 Lage, Anordnung und Form von Bebauungstypen in Kernstädten zusammenfassend dargestellt. Eine umfassende, detaillierte Systematik auf dieser räumlichen Ebene stand im Rahmen stadtökologischer Forschung noch aus.

Im Zweiten Weltkrieg gehörte die Stuttgarter Innenstadt zu den durch intensive Bombenangriffe betroffenen Gebieten. Ca. 90% der Gebäude wurden damals zerstört oder abbruchreif beschädigt (MARKELIN & MÜLLER 1985, S. 115). Dem Zeitgeist der Baugeschichte und der für „Business" günstigen Lage entsprach die Bauweise der **Großformbebauung**, die hier dominiert. Nur wenige erhaltene Flächen der älteren Großformbebauung (aus der Zeit um und vor 1900) weisen auf das Ausmaß der Zerstörung hin. Dieses Schicksal teilt Stuttgart mit vielen anderen deutschen Großstädten wie z.B. Berlin, Dresden, Leipzig, Kassel, Hannover, Düsseldorf, Köln, Frankfurt a.M. und München. In dem ehemals zerbombten Bereich befinden sich außer den wenigen erhaltenen alten Gebäuden einige größere öffentliche Plätze und einige Großparkplätze. Die moderne Großformbebauung kann als von der Grundform her kreisförmig angeordnet beschrieben werden, mit tentakelartigen Erweiterungen entlang der Hauptverkehrsstraßen (z.B. entlang der Heilbronner Str. im Norden und entlang der Achse Konrad-Adenauer-Str.-Neckarstr.-Cannstatter Str. im Nordosten).

Tab. 3.2: Lage, Anordnung und Form von Bebauungstypen in Kernstädten

Lage	Großformbebauung	Blockbebauung	zwischen Block- u. Einzelhausbeb.	Block- u. Einzelhausbeb.	Einzelhausbebauung	Großform-, Block- und Einzelhausbebauung			Blockbebauung und Einzelhausbebauung
Anordnung und Form	Konzentrisch							Nicht konzentrisch			
	Kreisförmig	Zerstreut	Ringförmig	Zerstreut	Zerstreut	Ringförmig	Zerstreut	Zerstreut	Länglich	Länglich-kompakt	Kompakt-zerstreut
Bebauungstyp											
Großformbebauung	X										
Alte Großformbebauung		X									
Großer Platz		X									
Großparkplatz		X									
Blockbebauung			X								
Blockrandbebauung				X							
Zeilenbebauung				X							
Villenbebauung				X							
Friedhof					X						
Einzelhausbebauung						X					
Sportanlage							X				
Weinberg							X				
Wäldchen							X				
Grünanlage								X			
Fluß									X		
Bahnanlage										X	
Industrie- u. Gewerbegeb.											X

Eines der zur alten Großformbebauung zu rechnenden Gebäude ist das Alte Schloß. Als „Keimzelle“ der Besiedlung Stuttgarts befindet es sich ziemlich genau im Mittelpunkt der Siedlungsfläche der Kernstadt.

Zwischen 1860 und 1910 kam es in den deutschen Großstädten, wie sich exemplarisch an Stuttgart zeigen läßt, zu großflächigen Bauerweiterungen in Form von **Blockbebauung**, die sich an die ehemalige Altstadt anschlossen. Das enorme Ausmaß der damaligen Bauerweiterungen in deutschen Großstädten beschreibt BECHTEL (1926, S. 836): „Daß das Jahrhundert besonders starker Bevölkerungsvermehrung (von rd. 20 auf 60 Millionen) besondere Rückwirkungen auf den Städtebau gehabt haben muß, leuchtet ein, wenn man sich vor Augen hält, daß die Zunahme fast ausschließlich den Städten zugute kam und hier besonders im letzten Drittel des Jahrhunderts eine bis dahin unbekannte Konzentration der städtischen Bevölkerung hervorrief.“ Nahezu maximale Ausnutzung des Baugrundes durch Gebäude in Kombination mit baupolizeilichen Vorschriften führten zur für die Gründerzeit typischen Blockbebauung, die im Bezirk Stuttgart-West mit 30% (vgl. Abb. 3.7) die höchsten Flächenanteile hat. Die Flächenversiegelung dieses Bebauungstyps schwankt in der Mehrzahl der Untersuchungen zwischen 80% und 100% und liegt im Durchschnitt bei ca. 90% (BÖCKER 1985, HEBER & LEHMANN 1996).

Die wirtschaftspolitische Situation gab den Bauherren der in blockbebauungsweise errichteten sogenannten Mietskasernen die Möglichkeit, bei minimalem Einsatz an Erschließungs- und Baukosten maximale Mieteinnahmen zu erlangen. Die Familien lebten in beengten Wohnraumverhältnissen. Der unmittelbare Anschluß dieses Bebauungstyps an die Altstadt war nicht zuletzt dadurch bedingt, daß die Masse der Einwohner sich damals zu Fuß, per Fahrrad oder mit der Pferdekutsche fortbewegte – Verkehrsmittel, die die Überwindung großer Distanzen zeitaufwendig machte. Blockbebauung eignete sich aus erschließungstechnischen Gründen am besten für relativ ebenes Gelände; daraus resultieren die ausgedehnten Areale in Stuttgart-West, in

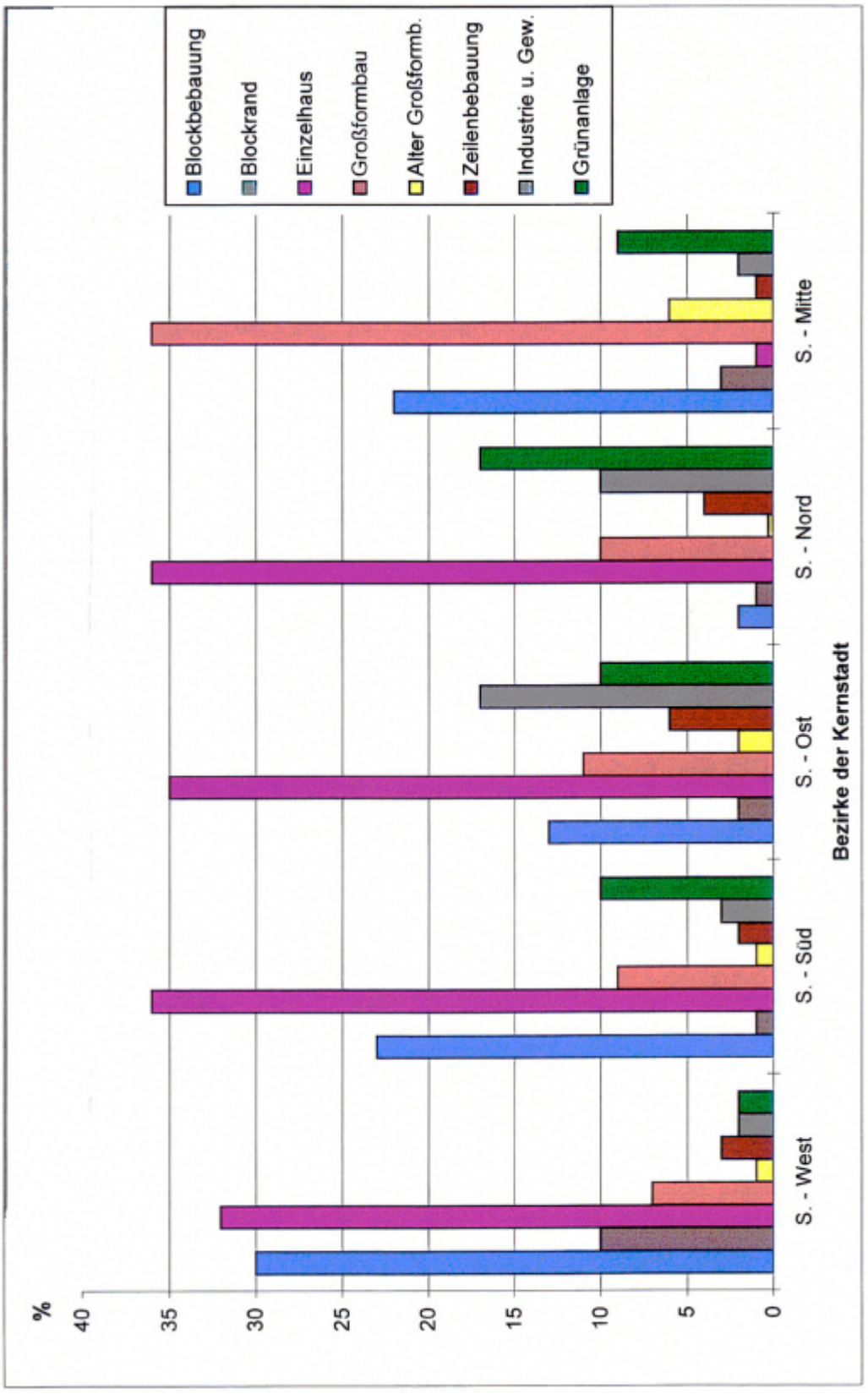


Abb. 3.7: Anteile der Bebauungstypen in Stadtbezirken der Kernstadt

Stuttgart-Süd (Heslach) und entlang des Schloßgartens, die gewissermaßen den Boden des Stuttgarter Talkessels bilden. Hieran zeigt sich die Abwandlung des idealtypisch konzentrischen Grundmusters durch naturräumliche Gegebenheiten. In der Nähe des Kriegsberges (Stuttgart-Nord) befindet sich z.B. nicht zuletzt wegen der starken Neigung des Geländes keine Blockbebauung.

An die Blockbebauung schließen sich drei Bebauungstypen an, die hinsichtlich ihrer Grundfläche weniger bedeutsam sind: Blockrandbebauung, Villenbebauung und Zeilenbebauung (vgl. Tab. 3.2, S. 62). Bleibt man bei einem idealtypisch konzentrischen Grundmuster, so können je nach geschichtlicher Situation und Geländeausprägung diese Flächentypen rund um die Blockbebauung herum auftreten. Dies zeigen Vergleiche mit anderen deutschen Großstädten.

Die **Villengebiete** finden sich dabei häufig an Hügeln oder in Hanglage (sofern vorhanden). Als Beispiele sind die Karlshöhe sowie Areale entlang der Richard-Wagner-Str. und der Diemershaldenstr. zu nennen. Die Wohlhabenden der damaligen Zeit – die Gebäude entstanden zumeist um die Jahrhundertwende (1900) – hatten hier genug Raum und insbesondere das erforderliche Geld, um ausgedehnte Gärten anzulegen. Alte Baumbestände mit für Städte selteneren Pflanzenarten dokumentieren vielfach die Nutzungskontinuität dieses Bebauungstyps. Nach KUNICK (1985) weisen Villengärten die höchste Artenvielfalt angepflanzter Gehölze auf. Dem entspricht, wie KÄSTLE (1987) ermittelt, ein hoher Anteil spontaner höherer Pflanzenarten, die bevorzugt auf Standorten mesophiler Laubwälder und Forsten vorkommen.

Teilweise befinden sich zwischen den Villengebieten und der Blockbebauung Areale von **Blockrandbebauung**. Am umfangreichsten repräsentiert ist dieser Typ in den Bezirken Stuttgart-West und Stuttgart-Ost (vgl. Abb. 3.7). Oft bildet er einen Übergang von der Kessel- zur Hanglage, jedoch nicht notwendigerweise, wie das Gebiet im Bezirk Stuttgart-Nord, nordöstlich des Pragfriedhofs, beweist.

Ebenso typisch für die Kernstädte deutscher Großstädte ist die **Zeilenbebauung**, die einerseits in den zwanziger Jahren, andererseits in den sechziger Jahren eine oft verwirklichte Bebauungstypologie darstellt. Die Kritik an der beengten Wohnsituation in den Mietskasernen und die als Massenware herstellbaren preiswerten Baustoffe in Kombination mit Gedankengut aus der architektonischen Strömung des Bauhauses können als Rahmenbedingungen für dessen Realisierung angeführt werden. Nach dem Zweiten Weltkrieg mußte rasch preiswerter und dennoch „humaner" Wohnraum für sehr viele Menschen geschaffen werden. Hierfür eignete sich Zeilenbebauung in hervorragender Weise, die oft als sogenannter sozialer Wohnungsbau umgesetzt wurde.

Am Beispiel der Zeilenbebauung zeigt sich, daß ein für repräsentativ gehaltener Ausschnitt der Kernstadt – wie z.B. das von KUNICK (1983) anläßlich einer Pilotstudie zur Stadtbiotopkartierung Stuttgart untersuchte Transekt von der Wernhalde bis zum Kräherwald – für die gesamte Kernstadt keineswegs repräsentativ sein muß, da es keine Zeilenbebauung in adäquaten Flächenanteilen umfaßt.
Auch die aus der Sicht des Naturschutzes teilweise sehr wertvollen großflächigen Bahnareale (vgl. LANDESHAUPTSTADT STUTTGART – AMT FÜR UMWELTSCHUTZ 1997) mit seltenen Pflanzenarten wie *Crepis foetida*, *Crepis pulchra*, *Herniaria hirsuta*, *Nepeta cataria* und *Anthriscus caucalis* fehlen auf dem Transekt.
Zu einer ähnlichen Aussage gelangt man über die Analyse einiger Verbreitungskarten von Pflanzenarten (z.B. von *Ajuga chamaepitys* und *Senecio inaequidens*) im politischen Stadtgebiet Stuttgarts (HOFBAUER & al. 2000). Die Verbreitungskarten verdeutlichen, daß einige Pflanzenarten, die in Teilarealen der Kernstadt zerstreut auftreten, aber dennoch in diesen Bereichen charakteristisch sind, im Transekt oft gar nicht vorkommen. Dabei muß man berücksichtigen, daß die bei (HOFBAUER & al. 2000) dargestellten Verbreitungskarten auf älteren Daten beruhen, die aufgrund neuerer populationsdynamischer Entwicklungen bei einigen Arten bereits korrigiert werden müßten (BÖCKER 2001, mdl. Mitt.).

Eine hinreichend repräsentative Flächenauswahl, die für detailliertere vegetationskundliche Untersuchungen wegen des hohen Arbeitsaufwandes notwendig ist, kann erst dann gut begründet getroffen werden, wenn ein Überblick über die Grundgesamtheit der Bebauungstypen in einem Untersuchungsareal vorliegt, das schlüssig definiert und abgegrenzt werden sollte.

Die Zeilenbebauung hat mit ca. 7% im Stadtbezirk Stuttgart-Ost die größten Flächenanteile (vgl. Abb. 3.7). Der äußerste, viele Hanglagen umfassende und recht ausgedehnte Gürtel der Kernstadt ist durch **Einzelhausbebauung** geprägt. In den Bezirken Stuttgart-West, Stuttgart-Süd, Stuttgart-Ost und Stuttgart-Nord liegt der prozentuale Flächenanteil dieses Bebauungstyps bei über 30%, während dessen Anteil im Bezirk Stuttgart-Mitte nur etwa 1% beträgt (Abb. 3.7). Unter Berücksichtigung der Versiegelungskartierung fällt auf, daß im unmittelbaren Grenzbereich der Kernstadt zum Außenbereich die Baublöcke der Einzelhausbebauung deutlich geringer versiegelt sind als z.B. im Übergang zur Blockbebauung.

Einem zerstreut-konzentrischen Verteilungsmuster folgen die **Friedhöfe**. Abgesehen von den Hauptgeschäftszentren können sie im gesamten Kernstadtbereich auftauchen. Der älteste noch bestehende Friedhof ist der Hoppenlaufriedhof (1626 angelegt), der sich an der Grenze zwischen Stuttgart-Mitte, Stuttgart-Ost und Stuttgart-West befindet. Der größte Friedhof im Kernstadtbereich ist der Pragfriedhof (ca. 20ha, 1873 eröffnet). Früher gab es mit dem Leonhardskirchhof, dem Hospitalkirchhof (bis 1746) und dem Mittleren Spitalkirchhof (bis 1806) ebenfalls Friedhöfe im Stadtzentrum, die jedoch überbaut wurden. Im späten Mittelalter wurden die Friedhöfe im Gegensatz zu der Zeit vorher vermehrt vor den Toren der Stadt angelegt, nicht zuletzt aus hygienischen Gründen. Durch die rasche Ausdehnung der bebauten Fläche sind viele der damals außerhalb angelegten Friedhöfe heute innerhalb der bebauten Fläche zu finden. Dies trifft ebenfalls für den Pragfriedhof zu.

Alte Großformbebauung findet sich konzentrisch zerstreut, jedoch selten außerhalb des Blockbebauungsbereichs. **Grünanlagen** und **Brachflächen** sind äußerst heterogen in ihrer räumlichen Ausdehnung, dabei ebenfalls zerstreut über das gesamte Kernstadtgebiet. Insgesamt eine einheitlichere Größe weisen demgegenüber die **Sportanlagen** auf, die zumeist zerstreut in bzw. in der Nähe von Einzelhausbebauung auftreten. Einzelne großflächige Sportanlagen, wie z.B. große Fußballstadien mit Nebenanlagen, sind allerdings ebenfalls für Großstädte charakteristisch.

Wäldchen und **Weinberge**, die als Reste ehemals großflächig vorhandener Nutzungen oder als Sukzessionsflächen nur relativ selten im Kernstadtbereich anzutreffen sind, befinden sich beide an sehr steilen Bereichen innerhalb von oder an den Rändern von Einzelhausbebauung. Während Wäldchen fast ausschließlich an Schatthängen kartiert werden konnten, befinden sich die Weinberge erwartungsgemäß in strahlungsreichen, sonnigen Lagen. Die Flurbereinigung hat die Rebflächen hinsichtlich ihrer floristischen Ausstattung stark verändert. Früher waren weite Teile der heutigen Stadtbezirke Stuttgart-Nord, Stuttgart-Ost, Stuttgart-Süd und Stuttgart-West Weinanbaugebiet. Dies geht aus Karten von J. A. Riediger (1745 angefertigt, siehe Abb. 9.1 im Anhang) und von J. L. Roth aus dem Jahr 1775 hervor (vgl. HAGEL 1984, S. 66–67). Riediger verdanken wir die ersten genauen Stadtpläne mit näheren Angaben über die Bodennutzung in und nahe der ehemaligen Stadt. Demnach ist davon auszugehen, daß das gesamte Areal der heutigen Kernstadt schon damals intensiv genutzt und somit floristisch und im Hinblick auf die Bodeneigenschaften gravierend verändert wurde. Die nutzungsbedingten Bodenveränderungen in Weinbergen beschreibt HOLLAND (1996).

Von dem tendenziell ringförmigen oder zerstreut-konzentrischen Muster weichen drei Bebauungstypen ab: Bahnareale, Industriegebiete und Gewässer. Dies ist insofern miteinander verknüpft, als **Bahnareale** zumeist bandförmig ausgeprägte Verkehrs- und Transportwege darstellen und eine günstige Verkehrsanbindung für Industriegebiete sehr vorteilhaft ist. Die Industrieareale in Stuttgart-Feuerbach und in Stuttgart-

Wangen sind hierfür typisch. Dabei muß man die historische Entwicklung berücksichtigen: Eine Anbindung an Wasserstraßen oder an eine Eisenbahnlinie war früher, als es noch keinen Lkw-Transport gab, noch viel bedeutsamer für industrielle Ansiedlungen als heute. Zwar gibt es durchaus geschotterte S-Bahn-Areale, ebenso wie kleinere Industriebetriebe zerstreut im Stadtgebiet – die räumliche Entkopplung von großräumigen Wohnsiedlungen und großräumigen **Industrieansiedlungen** hat sich jedoch in Deutschland konsequent ergeben, weil dies durch Stadtplanungsrichtlinien vorgeschrieben wurde. Gesundheitsgefährdende Verschmutzungen der Luft und des Grundwassers inmitten von Wohnbebauung sollten hierdurch verhindert werden.

Gewässer spielen in der Flächenbilanz Stuttgarts mit Ausnahme des Neckars eine untergeordnete, in der historischen Entwicklung jedoch eine große Rolle (HAGEL 1984, S. 103–109). Im zentral gelegenen Bereich der Kernstadt ist lediglich der Feuersee als bedeutsamere Fläche erwähnenswert. Früher gab es mit dem Oberen See (2,8ha, aufgelassen 1581), dem Büchsensee (2,7ha, aufgelassen um 1700) und dem Großen See (11ha, um 1700 trockengelegt) weitere großflächige Stillgewässer, die heute zugeschüttet und überbaut sind. Der Neckar befindet sich an der Grenze zur ehemals eigenständigen Stadt Bad Cannstatt. Außer dem Neckar spielte der heute im Kernstadtgebiet gänzlich unterirdisch verlaufende Nesenbach – besonders im Mittelalter – eine Rolle für die gewerbliche Ansiedlung. Handwerksbetriebe benutzten ihn z.B. als Kloake für ihre Abfälle. Bezüglich der Lage an einem Flußlauf ist Stuttgart eher untypisch für deutsche Städte. In der Regel verlaufen die Flüsse, selbst wenn es sich nur um kleinere Flüsse handelt, deutlich näher am historischen Zentrum, das von der Fläche her betrachtet meist durch Großformbebauung repräsentiert ist. Als Beispiele seien Köln am Rhein, Hamburg an der Elbe, Dresden an der Elbe, Halle an der Saale, Kassel an der Fulda, München an der Isar und Berlin an der Spree genannt. Selbstverständlich müssen Städte nicht notwendigerweise an Flüssen liegen, doch war die wirtschaftliche Entwicklung einer Stadt und damit deren Wachstum zu einer Großstadt durch die Lage an einem Fluß wesentlich begünstigt.

Inwieweit die dargestellten Zusammenhänge außerhalb von Deutschland und den unmittelbar angrenzenden Bereichen der Nachbarländer gelten, wäre noch zu prüfen. Auf orientalisch geprägte, nordamerikanische und ostasiatische Städte sind viele der geschilderten Aspekte nicht übertragbar.

3.5 Ergebnisse und Interpretationen zum Vorkommen von *Paulownia tomentosa* auf der Ebene der Bebauungstypen

Im Anschluß an die prozentualen Anteile sowie die Lage und Verteilung von Bebauungstypen innerhalb der Kernstadt soll exemplarisch die Bedeutung dieser Kriterien für das Vorkommen von Pflanzenarten anhand des Blauglockenbaumes aufgezeigt werden. Sowohl das bevorzugte Vorkommen der Art in bestimmten Bebauungstypen als auch die räumliche Lage innerhalb der Kernstadt sind bedeutsam für die Ansamung und die Überlebenswahrscheinlichkeit der Paulownien. Als beeinflussende Faktoren müssen neben den nutzungsbedingten klimatische, verbreitungsbiologische und historische Aspekte mit in die Analyse der Wuchsorte einbezogen werden.

3.5.1 Verteilung von *Paulownia tomentosa* auf Bebauungstypen der Kernstadt

Innerhalb der Kernstadt werden die meisten spontanen Individuen gefunden. Deren Verteilung auf der Fläche ist nicht homogen (siehe Abb. 3.8). Fast ohne spontane Paulownien zeigt sich der (in der Karte rosa markierte) Bereich der Einzelhausbebauung. Diese ist weitgehend auf die Hanglagen um den zentralen Talkesselboden herum beschränkt. Die meisten gepflanzten Exemplare (als Pfeile in Abb. 3.8 markiert) findet

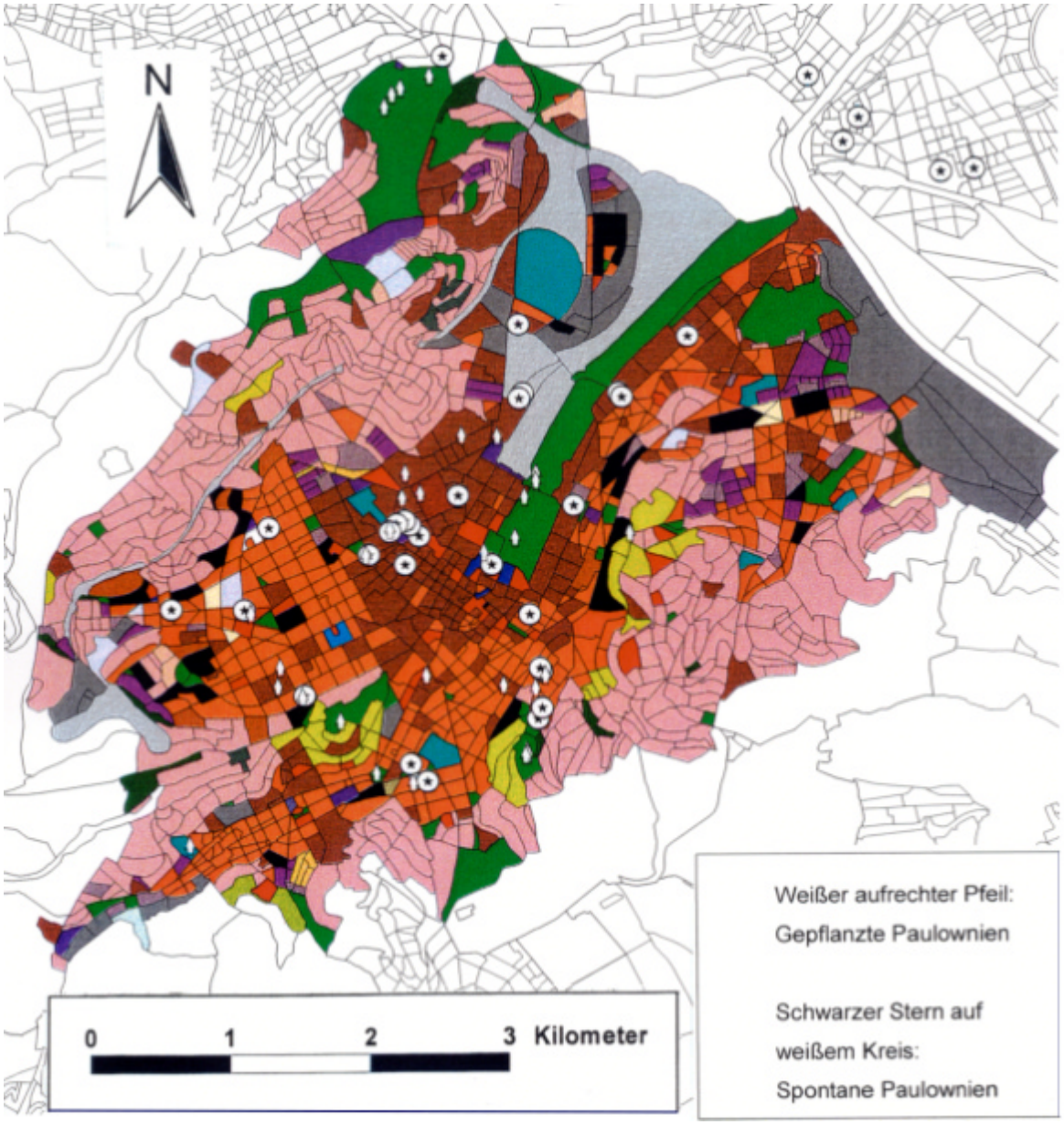


Abb. 3.8: Kartographische Übersicht der spontanen und gepflanzten Paulownien in der Kernstadt (zur Abbildungsvorlage vgl. Abb. 3.6)

man auf dem Grund des Talkessels. Ausnahmen hierzu sind einige Bäume in den Grünanlagen an der Weißenburg und auf dem Killesberg.

Eine prozentuale Zuordnung der untersuchten Art zu Bebauungstypen ist in Abb. 3.9 dargestellt. Im Central Business District, der durch Großformbebauung dominiert wird, befinden sich 14% der Paulownienwuchsorte. Im angrenzenden Bereich der Blockbebauung kommen mit 41% aller Wuchsorte wesentlich mehr spontane Pau-

lownien vor. Dies entspricht dem Maximum. In Relation zur Untersuchungsfläche sind Brachflächen mit 17% als Paulownienwuchsorte deutlich überrepräsentiert, während der Blauglockenbaum in Einzelhaus- und Villengebieten mit 11% unterrepräsentiert ist.

Große Parkplätze beherbergen mit 8% der Wuchsorte erstaunlich viele Paulownien. Fast ebenso viele spontane Blauglockenbäume wurden auf Bahnarealen gefunden. In Parks und Grünanlagen, wo die Art sehr häufig gepflanzt wird, ist deren prozentualer Anteil mit 3% vergleichsweise gering.

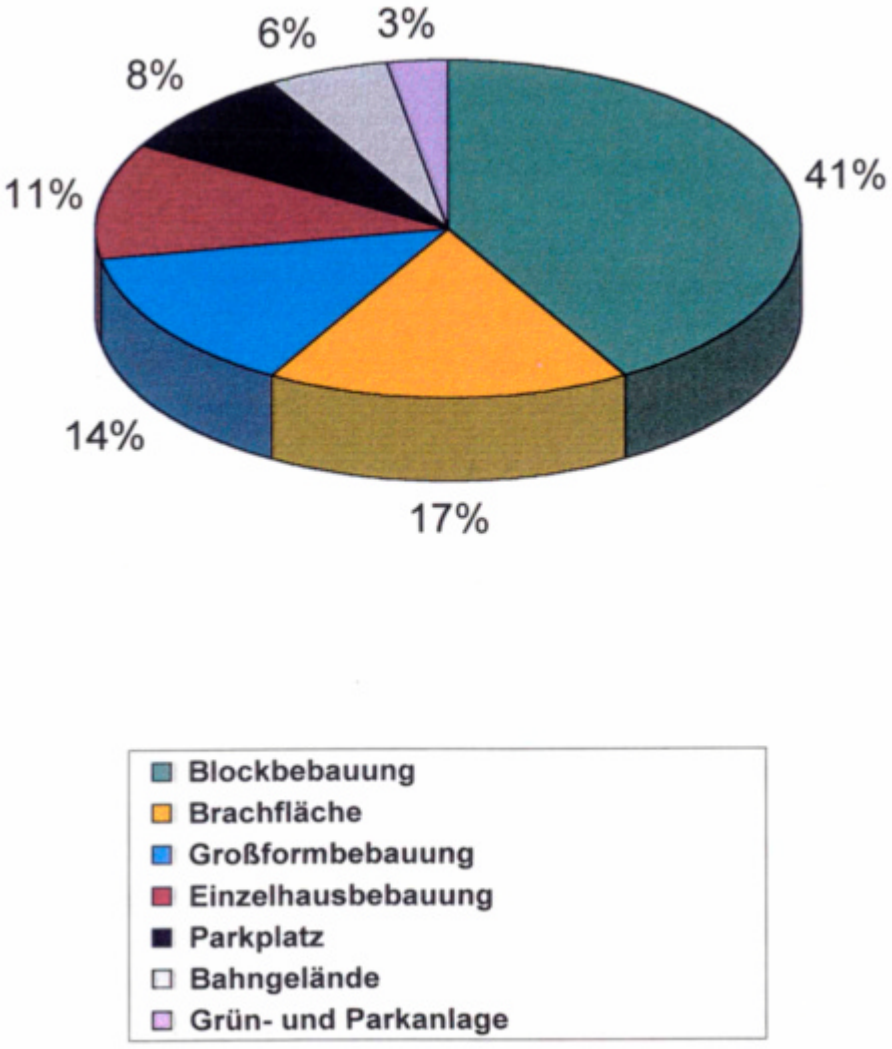


Abb. 3.9: Prozentuale Verteilung der Wuchsorte spontaner Paulownien auf Bebauungstypen

In Wäldern, Wäldchen, Friedhöfen, Sportanlagen oder Weinbergen konnten keine Individuen festgestellt werden. Ganztägig schattige Bedingungen wie in Wäldern sagen der Art ebensowenig zu wie Rasenschnitt oder Einflüsse durch Tritt oder Befahren von Flächen. Im zentralen Geschäftsbereich der Innenstadt sind der hohe Versiegelungsgrad und die zumeist intensive Pflege der verbleibenden offenen Flächen limitierende Faktoren. Eine ähnliche Interpretation zu den wenigen Vorkommen des Götterbaumes im Frankfurter Central Business District in Relation zu weniger intensiv gepflegten städtischen Arealen liefert KRAMER (1994).

Obgleich der Bereich der Blockbebauung ebenfalls stark versiegelt ist, sagen die Bedingungen dieses Bebauungstyps den spontanen Paulownien am besten zu. Einerseits ist die Pflege dort zumeist nicht so intensiv wie in der Großformbebauung, andererseits sind die klimatischen Bedingungen jedoch vergleichbar gut. Auf Brachflächen ist das Ausbleiben jeglicher Pflegeeingriffe ein entscheidender Standortvorteil. Bezüglich der Pflege vernachlässigte Bereiche befinden sich ebenfalls häufig am Rande von Parkplätzen und in Bahnarealen.

Vergleicht man die bevorzugten Bebauungstypen für spontane Paulownien mit der in Abb. 3.8 dargestellten Lage dieser Bebauungstypen, so fällt auf, daß die Areale bis zum Blockbebauungsring und in dessen unmittelbarer Nachbarschaft bevorzugte potentielle Ansiedlungsbereiche darstellen. Dies gilt ebenfalls für Brachen, auf denen im Randbereich der Kernstadt keine Blauglockenbäume ermittelt werden konnten. Die spontanen Paulownien in Bahnarealen befinden sich ebenfalls im Bereich der Großform- und der Blockbebauung. Eine noch zu beantwortende Frage ist, ob hierfür allein klimatische Gründe ausschlaggebend sind.

Inwiefern die Quantität der besiedelbaren Fläche entscheidend für die Ansiedlung von Pflanzenarten sein kann, zeigte sich besonders eindrucksvoll an der „massenhaften" Ausbreitung von *Buddleja davidii* und *Ailanthus altissima* auf dem Stuttgarter

Trümmerschutt (KREH 1949a, KREH 1951a und KREH 1955). Daher ist außer dem Flächentyp und seiner Lage in der Kernstadt auch das räumliche Ausmaß dieser Areale von Bedeutung für den Ansiedlungserfolg spontaner Pflanzenarten (vgl. Kap. 3.3).

Vergleicht man die Vorkommen von *Paulownia tomentosa* mit klimatischen Karten in Stuttgart (vgl. Abb. 2.5), so zeigt sich eine Abhängigkeit: Die wärmsten Bereiche sind die bevorzugten Wuchsorte der Art. Bei einer Interpretation dieses Sachverhalts muß man bedenken, daß in den wärmsten städtischen Arealen, der Großformbebauung des Central Business Districts und der Blockbebauung sowie in daran angrenzenden Parkanlagen, auch die meisten Blauglockenbäume gepflanzt wurden. Daher erscheint es sinnvoll, Informationen zur Verbreitungsbiologie von *Paulownia tomentosa* für die Interpretation der spontanen Vorkommen heranzuziehen.

3.5.2 Zur Abhängigkeit spontaner Wuchsorte des Blauglockenbaumes von der Entfernung zu potentiellen (fruchtenden) Elternbäumen

Die Fernverbreitung der Paulownien erfolgt im Untersuchungsgebiet anemochor. Der sehr leichte Paulowniensamen – 1g Diasporengewicht entspricht ca. 5000 Verbreitungseinheiten – kann beträchtliche Entfernungen überwinden (CARPENTER & al. 1983).

In Einzelfällen konnten Pflanzen beobachtet werden, die als Wurzelsprößling entstanden (vgl. NIEMEIER 1984). Die hierdurch überbrückte Entfernung zwischen miteinander verbundenen Pflanzen beträgt lediglich wenige Meter und ist in Relation zu *Ailanthus altissima* (vgl. KOWARIK & BÖCKER 1984, S. 15 und S. 21) gering.

Mit der Entfernung von den Elternbäumen ergibt sich eine Abnahme von spontanen Nachkommen. Dies veranschaulicht Abb. 3.10, die aufgrund der Untersuchungen in Stuttgart erstellt wurde. In der Abbildung sind durch blaue Punkte alle Palownien als potentielle Elternbäume gekennzeichnet, die im Untersuchungszeitraum sowohl geblüht als auch gefruchtet haben. In einer mit Arc-View durchgeführten Distanzanalyse repräsentieren die hellblauen Ringe die Entfernung von 600m bis 700m und die dunkelblauen Ringe die Entfernung von 1500m bis 1600m um die Elternbäume. Hierdurch lassen sich grob drei Areale erkennen: Ein Gebiet am Grunde des Talkessels der Stuttgarter Kernstadt, ein nordöstlich gelegenes in Bad Cannstatt und ein nördliches im Übergang zu Feuerbach. In Feuerbach, ebenso wie in Bad Cannstatt und im Stuttgarter Kessel, konnten in der Zwischenzeit noch weitere Fundorte von spontanen und gepflanzten Paulownien innerhalb des dunkelblauen Rings gefunden werden. An den grundsätzlichen darzustellenden Zusammenhängen ändert sich hierdurch jedoch nichts. Ca. 80% der spontan entstandenen Wuchsorte befinden sich in einem Radius von 700 Metern um potentielle Elternbäume. Weiter als 1600 Meter von diesen entfernt konnten keine spontanen Exemplare gefunden werden. Hierzu gibt es eine Ausnahme: In einem aufgegebenen Gewächshaus in Untertürkheim, dessen Scheiben zum Teil zerstört waren, wuchsen mehrere hundert Pflanzen, deren Herkunft nicht geklärt werden konnte. Nach Aussagen der vorherigen Besitzer hat sich der Gartenbaubetrieb nie mit der Anzucht von Blauglockenbäumen beschäftigt. Vermutlich war mit Paulowniensamen durchsetzte Erde von einem anderen Ort im Gewächshaus ausgebracht worden.

Die angegebenen, durch Windverbreitung überbrückten Distanzen erscheinen realistisch, da MÜLLER-SCHNEIDER (1977) und RADEMACHER (2000) für die Birke ähnliche Distanzen angeben, deren Diasporen mit denen von *Paulownia* vergleichbar (bzw. noch etwas schwerer) sind.

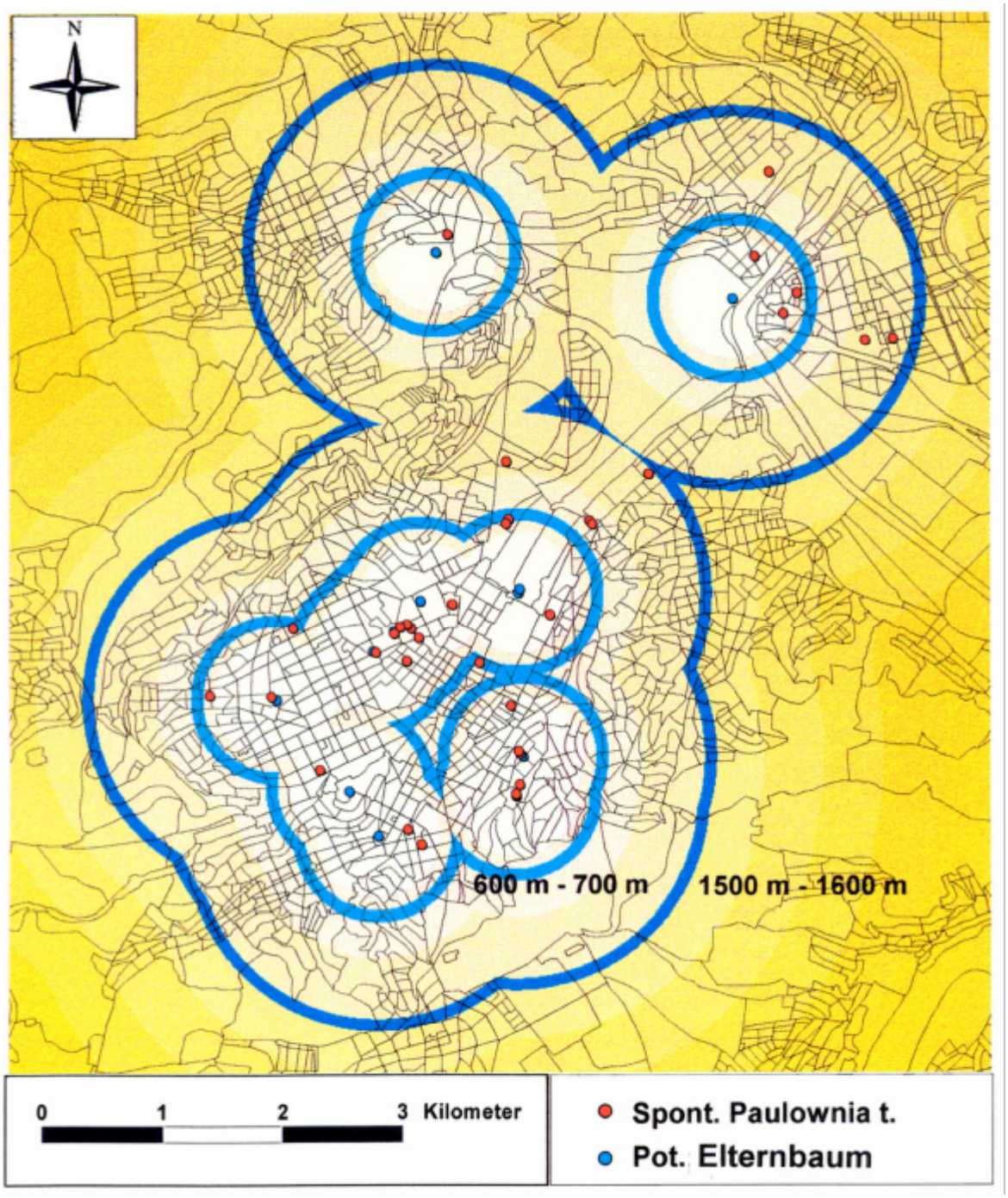


Abb. 3.10: Kartographische Darstellung des Abstands spontaner Paulownien zu potentiellen Elternbäumen (Kartographische Grundlage: Digitale Baublockkarte des Stadtmessungsamtes Stuttgart

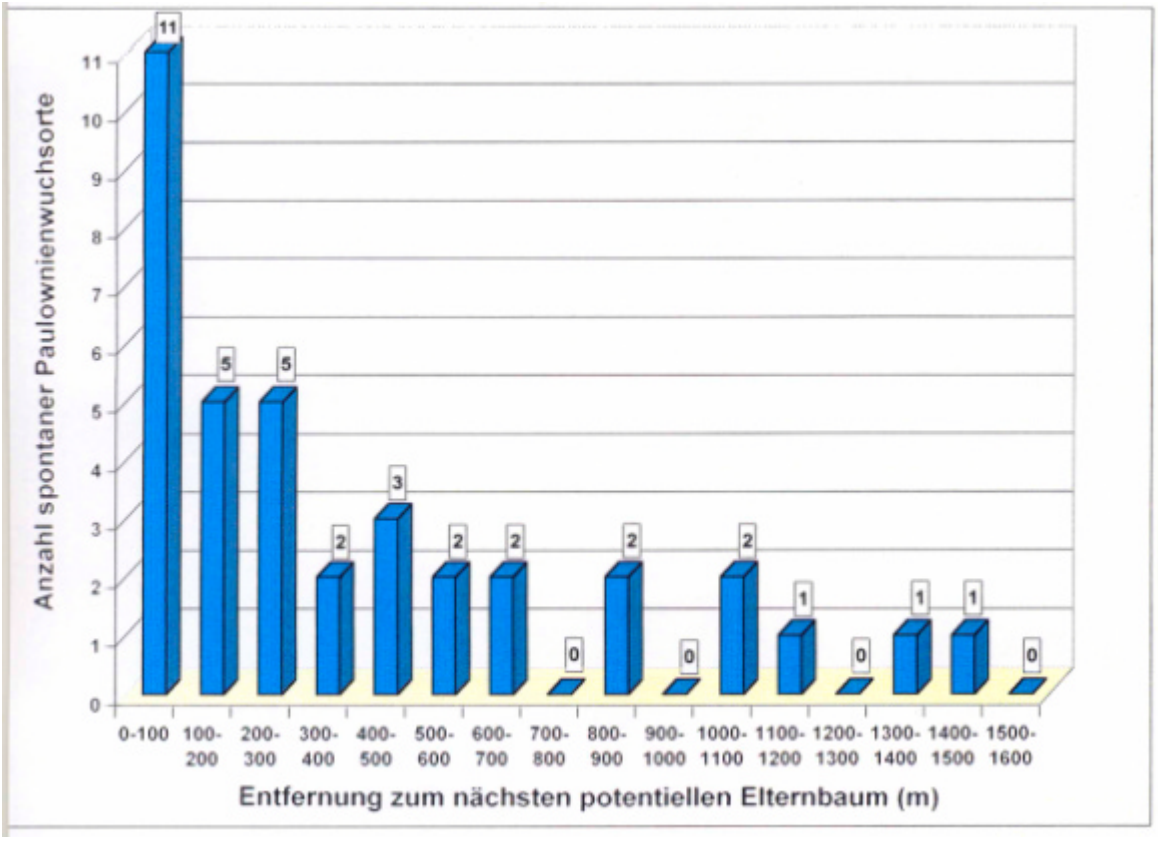


Abb. 3.11: Abstand spontaner Paulownien zu potentiellen Elternbäumen

In Abb. 3.11 ist die in der Tendenz exponentielle Abnahme der spontanen Wuchsorte von der Entfernung zu potentiellen Elternbäumen als Balkendiagramm dargestellt. Obgleich die Pflege und die Entfernung von fruchtenden Elternbäumen wichtige Einflußgrößen für das Vorkommen spontaner Paulownien darstellen, sind die Klimatope auf der Ebene der Bebauungstypen von zentraler Bedeutung (vgl. Kap. 2.3.1).
Durch Pflegemaßnahmen wird das Vorkommen der Art zwar moduliert, kann jedoch nicht prinzipiell verhindert werden, denn dazu gibt es in Stuttgart zu viele Keimlinge.

Bislang wurden drei Erklärungszusammenhänge für die Vorkommen der fokussierten Art benannt: Erstens der klimatische, zweitens der ausbreitungsbiologische und drittens der pflegebedingte. Noch offen ist die Frage, wie diese Erklärungsansätze in hi-

storischer Perspektive – z.B. die Anpflanzungsgeschichte des Blauglockenbaumes betreffend – betrachtet werden müssen.

3.5.3 Die Bedeutung historischer Anpflanzungen von *Paulownia tomentosa* für deren Ausbreitungsdynamik

Die mit ca. 120 Jahren älteste angepflanzte und noch lebende Paulownie in Stuttgart befindet sich im Botanischen Garten der Universität Hohenheim und ist damit die vermutlich älteste in ganz Baden-Württemberg (GÖTZ 2000, pers. Mitt.).

Im Vergleich mit dem Stuttgarter Talkessel (mittlere langfristige Minimumtemperatur ca. –12°C) sind die Minimumtemperaturen in der Umgebung von Hohenheim mit ca. –15°C deutlich geringer. Paulownienverjüngung konnte in Hohenheim lediglich an einer mikroklimatisch besonders begünstigten Stelle, am Abluftbereich eines warmen Wasser führenden Kanals, beobachtet werden. Die ältesten Paulownienanpflanzungen am Killesberg und auf der Karlshöhe entstanden um ca. 1960. Im Stuttgarter Schloßpark beim Neuen Schloß, an zentraler Stelle im Talkessel, befindet sich ein Exemplar, das wahrscheinlich um 1920 gepflanzt wurde.
Ebenfalls sehr alt sind Anpflanzungen von Paulownien aus der Wilhelma, dem Zoologisch-Botanischen Garten Stuttgarts. Exotische Gehölzarten, darunter auch *Paulownia tomentosa*, wurden in Stuttgart im Zuge des Ausbaues der herrschaftlichen Parks und Gartenanlagen schon aus der Zeit vor der Mitte des 19. Jahrhunderts belegt. Da der besonders in der Jugend schnellwüchsige Baum selten älter als 80 Jahre wird, sind die ersten angepflanzten Bäume längst nicht mehr vorhanden. In einem Parkpflegewerk zum Rosensteinpark, in dem historisches Datenmaterial aufgearbeitet wurde, wird berichtet, daß nach extrem kühlen Wintern unter den exotischen Gehölzen hohe Ausfallraten zu verzeichnen waren.

Es läßt sich festhalten, daß es in Stuttgart zumindest vier Areale gegeben hat, in denen Paulownienanpflanzungen bestehen, die länger als 40 Jahre zurückreichen: In Hohenheim, im zentralen Bereich der Kernstadt (beim Neuen Schloß), im Bereich des Überganges der Stuttgarter Kernstadt zu Bad Cannstatt (Rosensteinpark, Wilhelma) und auf dem Killesberg (im Übergang zu Feuerbach). Da Blauglockenbäume ab einem Alter von ca. 5 Jahren fruchten können, war insofern an allen genannten Bereichen das Potential zu generativer Vermehrung gegeben. Allerdings blüht und fruchtet die Art nicht unter klimatisch ungünstigen Bedingungen. Ebenfalls können die im Vorjahr angelegten Blüten in strengen Wintern erfrieren, ebenso wie Jungpflanzen.

Abgesehen von dem Bereich um Hohenheim kann im Umkreis der drei anderen potentiellen Ausbreitungsareale heute dauerhafte und immer wieder neue Paulownienverjüngung nachgewiesen werden (vgl. Abb. 3.10). Aus der Zeit vor dem Zweiten Weltkrieg ist über spontane Verjüngungen nichts bekannt, obgleich seit 1888 nicht wenige floristische Erhebungen im Stuttgarter Raum existier(t)en, deren Ergebnisse von SEYBOLD (1969) zusammengefaßt werden. GRIMM (2000, mdl. Mitt.) berichtet, er habe auf dem Trümmerschutt zwischen 1945 und 1950 ganz vereinzelt einige spontane Exemplare gefunden, die jedoch nicht lange überlebten. Ob diese durch Überbauung verschwunden sind oder durch klimatische Ungunst, ist nicht mehr rekonstruierbar. Zumindest werden aus der Zeit nach 1950 trotz recht intensiver floristischer Erkundung keine spontanen Fundorte mehr mitgeteilt (KREH 1949a, KREH 1949b, KREH 1951a, KREH 1951b, KREH 1955, KREH 1960 und SEYBOLD 1969).

Die älteste spontane noch lebende Paulownie ist ca. 25 Jahre alt und hat (mit hoher Wahrscheinlichkeit) selbst schon wieder zu Verjüngungen geführt. Die Altersangabe beruht auf Aussagen der Pächter des Gebäudes, an deren Sockel die Pflanze aufkeimte. Sehr wahrscheinlich ist deren Herkunft von einer um 1960 angepflanzten Paulownie in einem Parkareal auf der Karlshöhe.

Zur Einschätzung der Etablierung von Pflanzenarten schlägt KOWARIK (1991, S. 37–39) ein zeitlich definiertes Kriterium und populationsbiologische Kriterien vor. In Anlehnung an Verfahrensweisen im Rahmen der Erarbeitung der Flora Europaea gilt als zeitlicher Rahmen das Überdauern der Art in allen Altersstadien über einen Zeitraum von 25 Jahren. Populationsbiologisch wird im Falle generativer Vermehrung gefordert, daß mindestens eine spontane Elterngeneration vorhanden sein muß, die ausgereifte, keimfähige Samen erzeugt. Nach dieser Definition muß *Paulownia tomentosa* für die Kernstadt Stuttgart als eingebürgert gelten.

Bedeutsam für die Diskussion der Ausbreitung ist die Anpflanzungsdynamik der Baumart. Seit etwa 15 Jahren erfreut sich der Blauglockenbaum zunehmender Beliebtheit beim Gartenbauamt und wird auch im Eingangsbereich größerer Firmen gerne als repräsentatives Element gepflanzt. Während die Anzahl spontaner Individuen in den drei oben genannten klimatisch begünstigteren Arealen (im zentralen Bereich der Kernstadt, im Bereich des Überganges der Stuttgarter Kernstadt zu Bad Cannstatt und auf dem Killesberg) deutlich zunimmt, gilt dies nicht für klimatisch ungünstige Areale, obgleich dort ebenfalls seit langer Zeit potentielle Elternbäume existieren. Die Begründungen zum Vorkommen der Art mit Hilfe der Minimumtemperaturen im Winter stützen sich nicht nur auf Ergebnisse aus Stuttgart, sondern beruhen auf einer Recherche in ganz Baden-Württemberg (RICHTER & BÖCKER 2001).

Als Erklärungsansatz zum Vorkommen von *Paulownia tomentosa* zeigt sich eine Verkettung historischer und populationsdynamischer Gegebenheiten mit klimatologischen Aspekten. Das Zusammenwirken kausaler Faktoren für das Vorkommen von Pflanzenarten wird in Kapitel 6 und in Kapitel 7 nochmals aufgegriffen.

4 Lassen sich die untersuchten Bebauungstypen hinsichtlich ihrer ökologischen Eigenschaften voneinander differenzieren?

Zur Beantwortung dieser Frage werden drei Vorgehensweisen gewählt.
Zunächst soll es darum gehen, inwiefern ausgewählte Bebauungstypen sich auf floristischer Ebene unterscheiden. Hierzu werden die Ergebnisse einer Diplomarbeit, die in Stuttgart-Bad Cannstatt durchgeführt wurde (DINIES 1998), verwendet und einer umfassenderen Analyse unterzogen. Weiterführende Auswertungen hierzu sind bereits veröffentlicht (RICHTER & al. 1999).

Weiterhin wird dargestellt, wie sich die Bebauungstypen hinsichtlich der ihnen zugeordneten Bodennutzungstypen differenzieren lassen. Dabei ist die in Kap. 1.2 aufgestellte These 2 zu prüfen:

Die Bodennutzungstypen sind nicht zufällig im Raum verteilt, sondern in ihrer Flächengröße und teilweise in ihrem Vorkommen an bestimmte Bebauungstypen gebunden.

Diese Vorgehensweise beruht auf der Behauptung, daß die Nutzung in Städten einer der dominanten Einflußfaktoren für das Vorkommen von Arten der Spontanvegetation ist, d.h., daß damit wichtige ökologische Eigenschaften verknüpft sind. Um welche Eigenschaften es sich dabei handelt, wird in Kapitel 5 anhand einiger bodenkundlicher Kennwerte belegt.

4.1 Floristische Ähnlichkeit von Bebauungstypen

Um Bebauungstypen miteinander zu vergleichen, wird die Analyse der floristischen Ähnlichkeit nach dem Jaccard-Index (JACCARD 1928) gewählt, einer anschaulichen

Standardmethode. Analysiert werden 33 Probeblöcke mit in etwa einheitlicher Grundfläche (ca. 1,3ha). Die ausgewählten Bebauungstypen – Großformbebauung, Blockbebauung, Blockrandbebauung, Einzelhausbebauung, Zeilenbebauung, Gewerbegebiet, Grünanlage, Friedhof, Sportanlage, Weinberg und Brache – repräsentieren weitgehend die in Kernstädten häufigen Einheiten. Als Stuttgarter Besonderheit sind die Weinberge innerhalb der Kernstadt zu nennen, die daher ebenfalls exemplarisch floristisch untersucht wurden.

Bei 33 Probeblöcken ergeben sich unter Anwendung der oben erwähnten Methode nach Jaccard 530 Paarvergleiche, wobei jeder Block mit jedem anderen verglichen wird. Sind zwei Bebauungstypen floristisch identisch, so errechnet sich ein Index-Wert von 1, findet sich keine Art des einen Bebauungstyps in dem anderen, so ergibt sich der Wert 0.
Eine Darstellung der Ergebnisse, unterteilt in Ähnlichkeitsklassen, die den Wertebereich von 0,13 bis 0,6 umfassen, findet sich in Abb. 4.1. Die Verteilung der Werte entspricht in nahezu idealtypischer Weise einer Gaußschen Normalverteilungskurve.

Das arithmetische Mittel aller Paarvergleiche beträgt 0,34. Demgegenüber liegt das arithmetische Mittel der Paarvergleiche, in denen jeweils gleiche Bebauungstypen untersucht werden, bei 0,44 und damit um 10% höher. Die höchste Ähnlichkeit gleicher Bebauungstypen miteinander zeigen zwei Blockbebauungsflächen mit 0,53, die geringste zwei Brachflächen mit 0,3. Letzteres läßt sich als Hinweis darauf verstehen, daß bei Brachflächen eine feinere Typisierung erforderlich ist.

Blockbebauungsflächen und Blockrandbebauungsflächen sind einander sehr ähnlich mit Werten um 0,5. Die insgesamt höchste Ähnlichkeit zeigt eine Blockrandbebauungsfläche mit einer Einzelhausbebauung (0,59). Die ähnlichsten Paarvergleiche kommen bei den meisten der Probeblöcke durch Vergleiche mit einem anderen Bebauungstyp zustande und nicht innerhalb eines Typs. Hieraus läßt sich folgern, daß

hohe floristische Ähnlichkeit sich nicht allein aus dem Bebauungstyp ergibt. Gleiche Bebauungstypen weisen mit durchschnittlichen Vergleichswerten von 0,44 weniger als 50% gemeinsamer Pflanzenarten auf. Zum Vergleich seien zunächst zwei Arbeiten aus Berlin herangezogen: Ergebnisse aus einer Publikation von BÖCKER & STÖHR (1988) bestätigen die unerwartet geringe floristische Ähnlichkeit. Am besten ließen sich bei der genannten Untersuchung im Berliner Wedding Flächen der Mittelstreifen und der Kanalböschungen floristisch voneinander trennen.

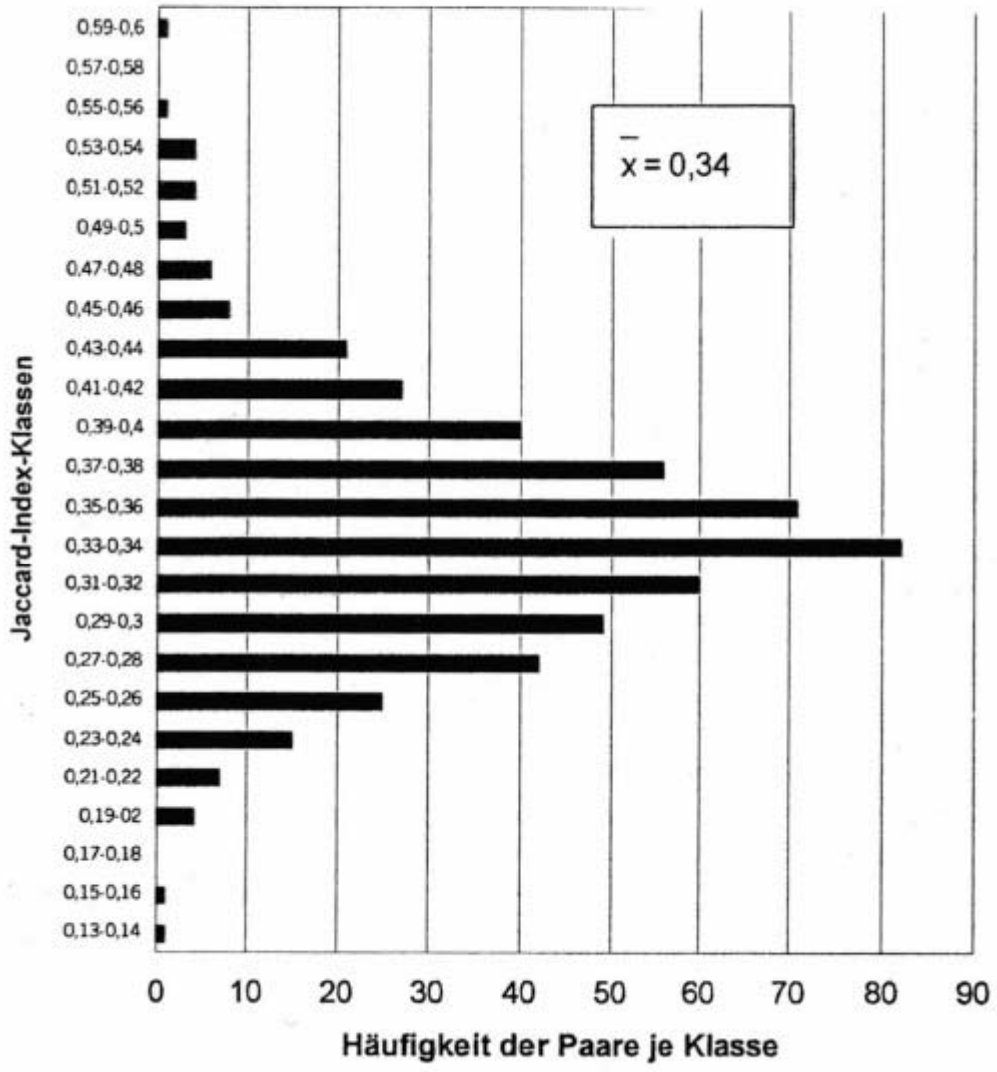


Abb. 4.1: Floristische Ähnlichkeitsklassen (Jaccard-Index) von 33 Probeblöcken verschiedener Bebauungstypen

Die restlichen,mit Hilfe einer Clusteranalyse ermittelten Gruppen, sind nicht mehr klar durch dominierende Flächennutzungen zu typisieren, wenngleich ein lockerer Zusammenhang zwischen Bebauungstyp und Clusterzugehörigkeit nicht zu übersehen ist (vgl. BÖCKER & STÖHR 1988, S. 80). Eine Gradientenanalyse von STÖHR (1985) auf einem 30km langen Transekt in Berlin ergab eine Gebietsdifferenzierung hinsichtlich der untersuchten Parameter (Klima, Böden und Flora) nur durch die Unterscheidung in einen besiedelten und einen unbesiedelten Bereich.

SCHULTE (1985, S. 120) verwendet bei einer Untersuchung zur ökologischen Raumgliederung in Bochum sowohl den Präsenz-Gemeinschaftskoeffizient, als auch den Massengemeinschaftskoeffizient, um verschiedene Bebauungstypen miteinander (jedoch nicht innerhalb jeweils eines Typs) hinsichtlich ihrer Ähnlichkeit zu vergleichen (ebenso KUNICK 1974, S. 124 ff. und S. 297). Die dort ermittelten Werte bestätigen hinsichtlich der Größenordnung die in Stuttgart erhaltenen Ergebnisse (vgl. Abb. 4.1). Zwischen Präsenz-Gemeinschaftskoeffizient und Massengemeinschaftskoeffizient sind für die Bochumer Probeflächen im Gegensatz zur eben zitierten Untersuchung von KUNICK (1974) zumeist keine entscheidenden Unterschiede erkennbar.
Lassen sich Bebauungstypen, die voneinander so verschieden sind, sinnvoll in einer Kategorie zusammenfassen?

Zur Erklärung ist es hilfreich, eine Stetigkeitstabelle aller in den untersuchten Baublöcken vorkommenden spontanen Pflanzenarten zu erstellen (siehe Abb. 4.2). Mehr als 60% der festgestellten Arten gehören im Hinblick auf die Probeblöcke zur Stetigkeitsklasse I, d.h. sie kommen in nur wenigen Baublöcken vor. Stetigkeitsklasse II wird nur noch von etwa 15% der Arten erreicht, während die folgenden Klassen noch geringere Artenzahlen aufweisen. Stetigkeitsklasse V erreichen nur noch ca. 5% der Pflanzenarten.

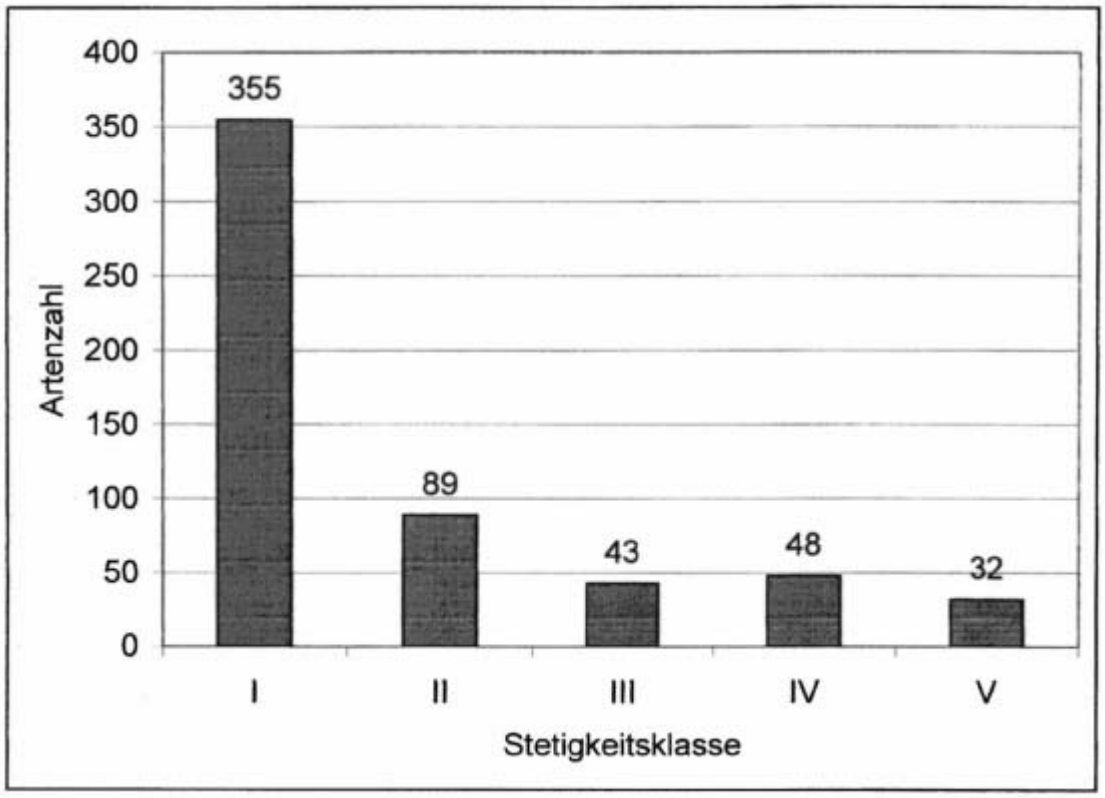


Abb. 4.2: Stetigkeitsklassen der spontanen und subspontanen höheren Pflanzenarten in der Krautschicht

Bei einer floristischen Analyse dominieren hinsichtlich der Artenzahlen seltene Arten. Dieses Ergebnis steht in Übereinstimmung mit Untersuchungen zur Verteilung der Arten auf Stetigkeitsklassen aus anderen Stadtgebieten (KLOTZ 1984, KOWARIK 1992, KUNICK 1983, STRUB 1995, WENZEL & GERHARD 1995).

Anhand von Florenlisten der Städte Berlin und Halle aus dem 19. Jahrhundert läßt sich eine deutliche Veränderung der Häufigkeit der Arten erkennen. Damals kamen die meisten Arten im Mittelbereich vor, d.h. zerstreut bis verbreitet. Die Zunahme der selteneren Arten innerhalb von Siedlungen ist besonders auf eingeschleppte Arten, Kulturflüchter und Gartenrelikte zurückzuführen (siehe auch SCHULTE 1985, S. 143). Dabei ist zu bedenken, daß die genannten Artengruppen damals prinzipiell eine geringere floristische Beachtung fanden als heute. Dennoch hat die Anzahl angepflanzter fremdländischer Arten in den letzten 150 Jahren zugenommen.

Betrachtet man unter diesem Aspekt die oben geschilderten Ergebnisse, so ergibt sich eine veränderte Bewertungsperspektive. Eine größere floristische Ähnlichkeit gleicher Bebauungstypen um 10% ist auf diesem Hintergrund als Indiz dafür zu werten, daß man prinzipiell auch in floristischer Hinsicht Bebauungstypen voneinander unterscheiden kann. Begrenzt man sich bei der Analyse auf einzelne Arten und vergleicht deren Vorkommen in verschiedenen Bebauungstypen unter quantitativen Gesichtspunkten, so kann überhaupt kein Zweifel daran bestehen, daß die vorgenommene Typenbildung sinnvoll ist. Da später anhand der Habitatbindung ausgewählter Pflanzenarten detaillierter auf dieses Thema eingegangen wird, sei an dieser Stelle als Beleg für obige Behauptung auf Kapitel 3.5.1 verwiesen, in dem die Verteilung von *Paulownia tomentosa* auf Bebauungstypen der Kernstadt dargestellt ist.

Ein gut untersuchtes Beispiel zur Ausbreitungsdynamik und Habitatbindung von *Senecio inaequidens* publizieren SCHULTE & VOGGENREITER (2000). Die Schwerpunktvorkommen von *Senecio inaequidens* sind Bahnareale, Gleissäume, offene Böden oder wassergebundene Decken von Gewerbegebieten und Großparkplätze. SCHULTE & VOGGENREITER (2000) unterscheiden drei Häufigkeitsstufen: 1–10, 11–100 und >100 Exemplare pro Untersuchungseinheit (200m x 200m). Wenngleich *Senecio inaequidens* lokal außerhalb der Schwerpunktvorkommen in Grünflächen eindringen kann, so zeigt sich durch die quantitative Differenzierung eindeutig die Bindung an Bahnstrecken und Gewerbegebiete (SCHULTE & VOGGENREITER 2000, S. 51). In Stuttgart hat *Poa compressa* vergleichbare Verbreitungsschwerpunkte (hinsichtlich des Auftretens in Bodennutzungstypen) wie *Senecio inaeqidens* in Bad Godesberg. Das Schmalblättrige Kreuzkraut wurde in Stuttgart 1992 erstmals entdeckt und befindet sich noch in (langsam verlaufender) Ausbreitung (vgl. LANGE 2000).
Die Bindung einiger ehemaliger, nun spontan auftretender Zier- und Nutzpflanzen an bestimmte Bebauungstypen schildert KOWARIK (1992, S. 34). Dabei zeigt sich, daß

die Bindung von spontanen Pflanzenarten nicht nur durch standörtliche Bedingungen determiniert ist, sondern daß geschichtliche Faktoren (z.B. hinsichtlich der Anpflanzung und der Ausbreitung) eine entscheidende Rolle spielen. Vor diesem Hintergrund wird verständlich, daß z.B. *Tradescantia virginiana*, die vermutlich in der Gründerzeit häufig als Zierpflanze Verwendung fand (die heute nur noch gelegentlich angepflanzt wird), für die Berliner Blockbebauung und in bzw. bei Kleingärten aus dieser Zeit typisch ist (BÖCKER 1989, S. 52). Weitere Beispiele werden in Kapitel 6 aufgegriffen.

In der umfangreichen stadtökologisch-vegetationskundlichen Literatur gibt es dennoch relativ wenige Beispiele der Bindung von Pflanzenarten an Bebauungstypen aus rein qualitativer (d.h. floristischer) Sicht, weil zumeist eine engere Bindung der Pflanzenarten an Bodennutzungstypen gegeben ist und die quantitativ dominanten Bodennutzungsytpen (z.B. Rasen, Beete, Heckenränder, Bodendecker), wenngleich in unterschiedlichen Anteilen, dennoch in den meisten Bebauungstypen vorkommen.

Drei Faktoren sind für eine Bindung von Pflanzenarten an Bebauungstypen begünstigend:
Erstens: eine geringe Ausbreitungsdynamik der Art.
Zweitens: eine Beschränkung der Anpflanzung auf einen oder wenige Bebauungstypen oder zumindest eine bevorzugte Anpflanzung auf einem oder wenigen Bebauungstypen.
Drittens: Bebauungstypen mit möglichst großflächigen Bodennutzungstypen, die sonst nirgends oder nur selten auftreten.
Tradescantia virginiana kann als Beispiel für die beiden zuerst genannten Faktoren gelten. Die relativ enge Bindung von *Vulpia myurus* und *Poa compressa* an Bahnareale ist auf die dort großflächig vorkommenden Schotter- und Grusflächen zurückzuführen. Dabei ist die Bevorzugung von Bodennutzungstypen ursächlich für die Bindung der Pflanzenarten an Bebauungstypen. Dies kommt auch als Ursache dafür in Frage, warum sich bei BÖCKER (1989) Mittelstreifen und Kanalböschungen floristisch eher

differenzieren lassen: Deren Bodennutzungstypenvielfalt ist einheitlicher und eingeschränkt gegenüber der von Blockbebauung, Kleingärten oder Zeilenbebauung. In der Stuttgarter Untersuchung (RICHTER & al. 1999) weisen ein Parkwald und eine intensiv genutzte, herbizidbeeinflußte Weinbergsbrache die geringsten floristischen Übereinstimmungen auf. In diesem Vergleich stehen sich Flächen gegenüber, die in der Nutzung auf der gesamten Fläche kontrastieren. So können viele herbizid-, störungs- oder lichtempfindliche „Waldarten" auf der Weinbergsfläche nicht überleben und umgekehrt ist manchen „Weinbergsarten" der Parkwald nicht licht- und wärmebegünstigt genug. Grundsätzlich läßt sich festhalten: Je einheitlicher die Zusammensetzung der Bodennutzungstypen innerhalb eines Baublocks oder innerhalb einer Untersuchungsfläche, umso geringer ist das Potential für floristische Diversität.

Nach diesen Überlegungen und Belegen liegt es nahe, die Unterschiede der Bebauungstypen hinsichtlich ihrer Bodennutzungstypen zu betrachten.

4.2 Unterschiede zwischen Bebauungstypen hinsichtlich ihrer Flächennutzungen (Bodennutzungstypen)

4.2.1 Zur Definition des Begriffs Bodennutzungstyp

Unter Bodennutzungstypen werden Einheiten mit ähnlichem physiognomischen Aufbau ihrer abiotischen und biotischen Komponenten verstanden, die durch eine ähnliche Nutzungsstruktur, d.h. die Art, Periodizität und Intensität menschlicher Eingriffe und Einflüsse, bedingt sind. Der auf PIETSCH & KAMIETH (1991) sowie MEUSER (1996) zurückgehende Begriff „Bodennutzungstyp" meint somit einen auf die Pflanzenstandorte in mancherlei Hinsicht homogenisierend wirkenden

Eingriffscharakter. Für die vorliegende Untersuchung wurden die folgenden Bodennutzungstypen unterschieden:

- Gebäude
- Straße
- Sonstige vollversiegelte Fläche
- Pflasterritzen
- Splitt
- Schotter
- Kieselsteinfläche
- Rasengitterstein
- Sonstige teilversiegelte Fläche
- Rindenmulch
- Nutzbeet
- Zierpflanzenrabatte
- Offener Sand
- Sonstiger offener Boden außer Beeten
- Rasen
- Wiese
- Bodendecker
- Strauch
- Hecke (Heckenrand)
- Fassadenbegrünung
- Obstbaum
- Zierbaum
- Gebüsch (Gebüschsaum)
- Wäldchen
- Gewässer

Die Liste ist für zukünftige Erweiterungen offen, denn immer wieder ergeben sich neue Kombinationen von Materialien und Nutzungen. Vor ca. 30 Jahren z.B. wurde Rindenmulch im Gartenbau noch nicht verwendet. Erst seit ca. 20 Jahren kommt er häufig zum Einsatz. Derzeit trifft man besonders im Bereich öffentlicher Gebäude ab und zu auf Schotterrasenflächen. An der Fachhochschule Erfurt existiert zu dieser Thematik ein Forschungsprojekt (vgl. BISCHOFF 1999). Seit etwa fünf Jahren werden Stellplätze für Personenkraftwagen als Rasenfugenpflaster realisiert (KOLB & LEOPOLDSEDER 2000). Sowohl die hierfür empfohlenen Regelsaatgutmischungen als auch der bodenphysikalische und bodenchemische Aufbau der Bodennutzungstypen haben erhebliche Auswirkungen auf die subspontane und spontane Vegetation der Flächen.

Dabei ist die Idee, innerhalb von Bebauungstypen weitere kleinräumige Nutzungen zu unterscheiden keineswegs neu (KUNICK 1974, KRAUSE 1986, DUHME & LEKKE 1986, REIDL 1989, AUHAGEN 1994, RIECKEN & al. 1994, BÖCKER & REIDL 1995). Auch in Dörfern (OTTE & LUDWIG 1990, FREY & al. 1996) und in der freien Landschaft (AUWECK 1982) gibt es ähnliche Ansätze. Dies gilt nicht nur im Hinblick auf vegetationskundliche Arbeiten, sondern auch für bodenkundliche (SAUERWEIN 1998) und klimatologische Untersuchungen (HENRY & DICKS 1987, QUATTROCHI & RIDD 1994, BAUER 1999). In den bestehenden Ansätzen zur kleinräumlichen Gliederung fehlt aber entweder eine standortkundliche, durch Messungen belegte Charakterisierung oder eine vegetationskundliche Charakterisierung, oder die Gliederungen sind sehr unvollständig und begrifflich nicht gut fundiert bzw. in ein übergeordnetes Gliederungs- und Begriffskonzept eingebettet (siehe Abb. 1).

Es ist wichtig, zu betonen, daß Bodennutzungstypen nicht identisch mit Standorttypen sind, weil durch die Nutzung nicht alle Standortfaktoren homogenisiert werden. So kann eine Schotterfläche z.B. hinsichtlich der Sonneneinstrahlung exponiert oder

schattig liegen, es kann Beeinflussung durch Grundwasser vorliegen oder nicht usf. Diese und weitere ökologische Bedingungen müssen zusätzlich erläutert werden (z.B. so wie bei BÖCKER & al. 1998 oder bei WELLER & DURWEN 1994), um Standorttypen beschreiben und abgrenzen zu können.
Darum geht es in dieser Arbeit jedoch nicht, sondern um die durchschnittliche ökologische Ausprägungen der kleinräumigen Nutzungen. Hierbei ergibt sich z.B., daß die Oberböden der Schotterflächen im Untersuchungsgebiet zumeist sonnig und ohne Grundwassereinfluß sind. Unterschiedlich extensive oder intensive Pflege, Herbizideinfluß und weitere vegetationskundlich bedeutsame Faktoren müssen von Fläche zu Fläche geprüft und diskutiert werden, wodurch sich die Bodennutzungstypen weiter untergliedern lassen.

Der Vorteil bei der Ausscheidung von Bodennutzungstypen liegt in der Möglichkeit, diese teilweise schon auf Luftbildern erkennen und abgrenzen zu können, wobei die Verfügbarkeit von Luftbildern immer besser geworden ist. Die unterschiedenen Bodennutzungstypen stehen teilweise in Übereinstimmung mit Biotop- und Bodenbedeckungstypisierungen aus der Luftbildanalyse (vgl. BIERHALS 1993). Ebenfalls weisen Ansätze zur Unterscheidung kleinräumiger Pflegeeinheiten bei den Gartenbauämtern eine den Bodennutzungstypen vergleichbare Systematik auf. Der Hintergrund ist dabei, eine digitale Vorhaltung der Pflegeeinheiten zu ermöglichen, um ein kostengünstigeres Flächenmanagement zu erreichen (vgl. z.B. BILLERBECK 1998). Kombiniert mit ökologischen (populationsbiologischen sowie standortkundlichen), historischen und auf die relative Lage und Entfernung zu anderen Flächen (die als Besiedlungsquelle fungieren können) bezogenen Informationen zeigen die Bodennutzungstypen ein Potential für das Vorkommen bestimmter Pflanzenarten in Anlehnung an den Habitat Suitability Index auf, der sich jedoch lediglich an den ökologischen Eigenschaften der Habitate orientiert (HOVESTADT & al. 1994) und daher bei der Vegetationsanalyse bzw. Vegetationsprognose zu kurz greift (vgl. die Erläuterungen zu *Tradescantia virginiana* auf S. 88). Der Grund hierfür ist, daß eine vollstän-

dige Dispersion der Organismen (populationsbiologisch betrachtet) in der Realität nicht gegeben ist.

4.2.2 Methodik zur Aufnahme der Bodennutzungstypen

Zunächst wurden durch Zufallszahlen die zu untersuchenden Probeblöcke ausgewählt, da die Analyse aller Probeblöcke im Untersuchungsgebiet in der dargestellten Weise viel zu aufwendig wäre. Die ermittelten Baublöcke mußten, um genauer analysiert zu werden, das Kriterium erfüllen, in sich homogen genug zu sein, um als einheitlicher Bebauungstyp angesehen zu werden. In der Realität gibt es Baublöcke, die aus zahlreichen Bebauungstypen zusammengesetzt sein können. Häufig findet man z.B. gemeinsam Blockbebauung und Großformbebauung oder kleinere Grünanlagen und Spielplätze mit Blockbebauung.

Der Anteil der Bodennutzungstypen je Bebauungstyp wurde als prozentualer Flächenanteil je Baublock ermittelt. Dies erfolgte zunächst durch Begehung der Baublöcke vor Ort, ergänzt durch Schätzungen der größräumig auftretenden und erkennbaren Einheiten aus Luftbildern. Begehungen und Messungen vor Ort sind erforderlich, da durch Verschattungseffekte aus den Luftbildern nicht alle Bereiche einsehbar sind. Weiterhin wurden in einer Diplomarbeit (DINIES 1998) mit Hilfe des geographischen Informationssystems Arc-Info/Arc-View Probeblöcke mit Großformbebauung, Blockbebauung, Einzelhausbebauung und Zeilenbebauung hinsichtlich ihrer Bodennutzungstypen digitalisiert und hierdurch die okular geschätzten Flächenanteile auf ihre Plausibilität hin überprüft. Derzeit erfolgt eine Verfeinerung und Weiterentwicklung des Verfahrens im Rahmen des Projekts „Boden- und Flächenressourcen-Management in Ballungsräumen – Entwicklung von Bewertungsrahmen zur Beurteilung der ökosystemaren Potentiale verschiedener Nutzungs- und Strukturtypen im urbanen Bereich." Aktuelle Informationen bietet eine Internetseite (http://www.bwplus.fzk.de).

4.2.3 Weitere Differenzierung der Bebauungstypen durch Versiegelungsstufen

Die weitere Differenzierung der Bebauungstypen durch Versiegelungsstufen ist nötig, da andernfalls der Bodennutzungstypenanteil einiger Bebauungstypen zu heterogen wäre. Je Nutzungstyp erschien es zweckmäßig, drei Versiegelungsstufen zu unterscheiden: Stufe 1 (bis 33% Versiegelung), Stufe 2 (33% bis 66% Versiegelung) und Stufe 3 (über 66% Versiegelung). Die Versiegelungseinstufung je Bebauungstyp und Baublock aus Luftbildern wurde mit einer „Versiegelungskarte" (LANDESHAUPTSTADT STUTTGART – STADTPLANUNGSAMT 1989) abgeglichen.

Fünf Bebauungstypen lassen sich in nahezu allen Fällen nur einer Versiegelungsstufe zuordnen. Dabei handelt es sich um: Industrie- und Gewerbegebiet (Versiegelungsstufe 3), Grünanlage (Versiegelungsstufe 1), Sport- und Erholungsanlage (Versiegelungsstufe 1) und Friedhof (Versiegelungsstufe 1).
Die Versiegelungsstufe ist daher im Zusammenhang mit diesen Bebauungstypen zumeist eindeutig. Dies gilt nicht für die Bebauungstypen Einzelhausbebauung und Großformbebauung, deren Versiegelung zwischen unter 30% und über 90% schwanken kann. Daher werden für diese zunächst repräsentative Versiegelungsstufen ausgewählt. Tabelle 4.1 gibt einen Überblick zu den prozentualen Anteilen der Versiegelungsstufen, bezogen auf die jeweilige Grundfläche des Bebauungstyps innerhalb der Kernstadt Stuttgart.

Auf der Basis dieser Zuordnung zu Versiegelungsstufen erweisen sich für Blockbebauung und Großformbebauung Versiegelungsstufe 3 als repräsentativ, für Zeilenbebauung Versiegelungsstufe 2 und für Villenbebauung Versiegelungsstufe 1. Trotz der auf die Fläche bezogenen Dominanz von Versiegelungsstufe 1 im Bebauungstyp Einzelhausbebauung wurde in dieser Kategorie Versiegelungsstufe 2 als repräsentativ ausgewählt. Der Grund hierfür ist folgender: Im Randbereich der Kernstadt befinden

sich ungewöhnlich große Baublöcke mit Einzelhausbebauung, die einerseits in sich sehr heterogen sind und größere Anteile von Kleingärten, verbuschte Areale und Wäldchen umfassen und die andererseits zukünftige Bauerweiterungsflächen darstellen. Hieraus resultiert die Dominanz von Versiegelungsstufe 1 in der Einzelhausbebauung, die somit durch den spezifischen Untersuchungsansatz bedingt ist. Die Flächengrößen der Baublöcke im Außenbereich waren leider nur mit den angrenzenden Nutzungen gemeinsam erhältlich, wodurch das Ergebnis verzerrt wird. Bezieht man die Repräsentativität bei der Einzelhausbebauung auf die Anzahl der Baublöcke, so sind auch in Stuttgart erwartungsgemäß Versiegelungsstufen zwischen 33% und 66% charakteristisch. Daher wurde bei der Analyse in Kap. 4.2.4 ein Einzelhausbebauungsblock mit Versiegelungsstufe 2 gewählt (vgl. S. 97) Dies stimmt zudem mit Angaben aus der Literatur überein (HEBER & LEHMANN 1996, S. 29, LANDESHAUPTSTADT STUTTGART – STADTPLANUNGSAMT 1989).

Tab. 4.1: Prozentuale Flächenanteile einiger Bebauungstypen in der Zuordnung zu Versiegelungsstufen im Untersuchungsgebiet der Kernstadt Stuttgart

Versiegelungs-Stufe	Blockbebauung	Einzelhausbebauung	Zeilenbebauung	Villenbebauung	Großformbebauung
1	2%	55%	9%	88%	2%
2	8%	37%	62%	12%	23%
3	90%	8%	29%	0%	75%
Summe in Hektar	401	745	90	64	339

Auch bei der Villenbebauung ergeben sich methodisch bedingt durch den Einbezug angrenzender Nutzungen im gleichen Baublock (z.B. von Wäldchen auf der Karlshö-

he) teilweise sehr gering versiegelte Blöcke. Von Villenbebauung wird definitionsgemäß nur ausgegangen, wenn weite, parkartige Grundstücke vorliegen. Daher ist in dieser Kategorie Versiegelungsstufe 3 nicht vertreten. Bei einer Literaturzusammenstellung von HEBER & LEHMANN (1996, S. 29), bei der für die Villenbebauung Untersuchungsmaterial aus 15 Städten vorliegt, beträgt die mittlere Versiegelung der Villenbebauung weniger als 30%.
Von den repräsentativen Bebauungstypen wird im folgenden Kapitel ausgegangen.

Die umfangreichste Zusammenstellung und graphische Auswertung von Versiegelungskartierungen in deutschen Städten bietet eine Publikation von HEBER & LEHMANN (1996). Hieraus wird die Versiegelungstreue (ein bei BERLEKAMP & al. 1990 erläuterter Begriff) verschiedener Bebauungstypen ersichtlich. Deren unterschiedlich starke Versiegelung findet in der Ausscheidung städtischer Klimatope ihren Niederschlag (vgl. z.B. BAUMÜLLER & al. 1998 und NACHBARSCHAFTSVERBAND STUTTGART 1992), die in Simulationsmodellen zur klimatischen Belastung der Stadtbevölkerung Verwendung finden.
Für die Vegetation ist das Ausmaß der Versiegelung deshalb von Bedeutung, weil die entsprechenden Flächen als Wuchsorte für spontane und subspontane Arten nicht (oder kaum) zur Verfügung stehen.

4.2.4 Ergebnisse der Bebauungstypendifferenzierung

Exemplarisch wird die Bodennutzungstypenauffächerung der Bebauungstypen Blockbebauung, Einzelhausbebauung, Zeilenbebauung, Großformbebauung und Friedhof einander gegenübergestellt und diskutiert.

Bei der Betrachtung der Graphiken (Abb. 4.3 bis Abb. 4.7) fällt der unterschiedlich hohe Anteil versiegelter und der von Pflanzen überschirmten Fläche auf, die voneinander

ander durch den roten Rahmen getrennt sind. Gepflasterte Flächen (Pflasterritzen) werden als weitgehend versiegelt den versiegelten Flächen zugeordnet. Addiert man jeweils die von Pflanzen überschirmte Fläche und die versiegelte Fläche, so ergeben sich über 100%, weil unterschiedliche Vegetationsschichten einander überlappen. So haben z.B. ein Rasen unter einem Baum oder eine Straße unter einer Baumkrone die Überschreitung der 100%-Marke zur Folge. Vertikal sehr heterogen aufgebaut sind Bebauungstypen, deren gesamter Balken weit über 100% hinausreicht. Dies trifft für viele Friedhöfe zu (vgl. Abb. 4.7).

Zur Lesbarkeit der Abbildungen (Abb. 4.3 bis Abb. 4.7) ist eine Erläuterung unumgänglich. Die Abfolge der Bodennutzungstypen in den Balken von links nach rechts wird in der Legende durch die Abfolge der Farben von links nach rechts und von oben nach unten wiedergegeben. Im Legendenkasten tauchen jeweils nur die Bodennutzungstypen auf, die tatsächlich vorhanden waren. Manche dieser Typen haben an der gesamten Fläche allerdings einen derart geringen prozentualen Anteil, daß deren Farben im Diagramm nicht mehr sichtbar und darstellbar sind. Sofern dieses der Fall ist, werden die entsprechenden Typen in der Legende in Klammern gesetzt. Darstellungstechnisch verwirrend ist ferner die olivgrüne, äußerst rechte Kopffläche im Balkendiagramm Diese ist die Seitenansicht der gelb dargestellten teilversiegelten Fläche.

Vergleicht man die in Kapitel 4.2.1 aufgezählten Kategorien mit denen, die in den Balkendiagrammen (Abb. 4.3 bis Abb. 4.7) dargestellt sind, so fällt auf, daß einige, wie z.B. Rindenmulch, offener Sand oder Rasengitterstein nicht auftauchen. Der Grund dafür ist, daß diese Kategorien nur kleinflächig – aber dennoch regelmäßig – auftreten. Deren Flächenanteil liegt zumeist unter 0,5%. Andere Bodennutzungstypen (wie z.B. Schotter) sind in den meisten Bebauungstypen nur kleinflächig oder gar nicht vorhanden, in einigen Bebauungstypen allerdings dominant.

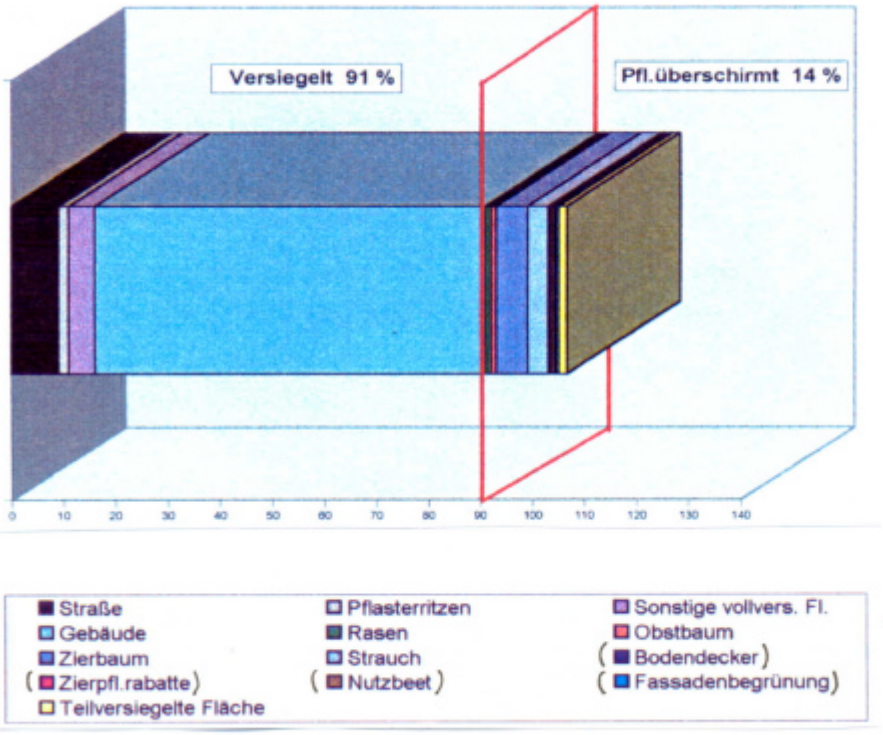


Abb. 4.3

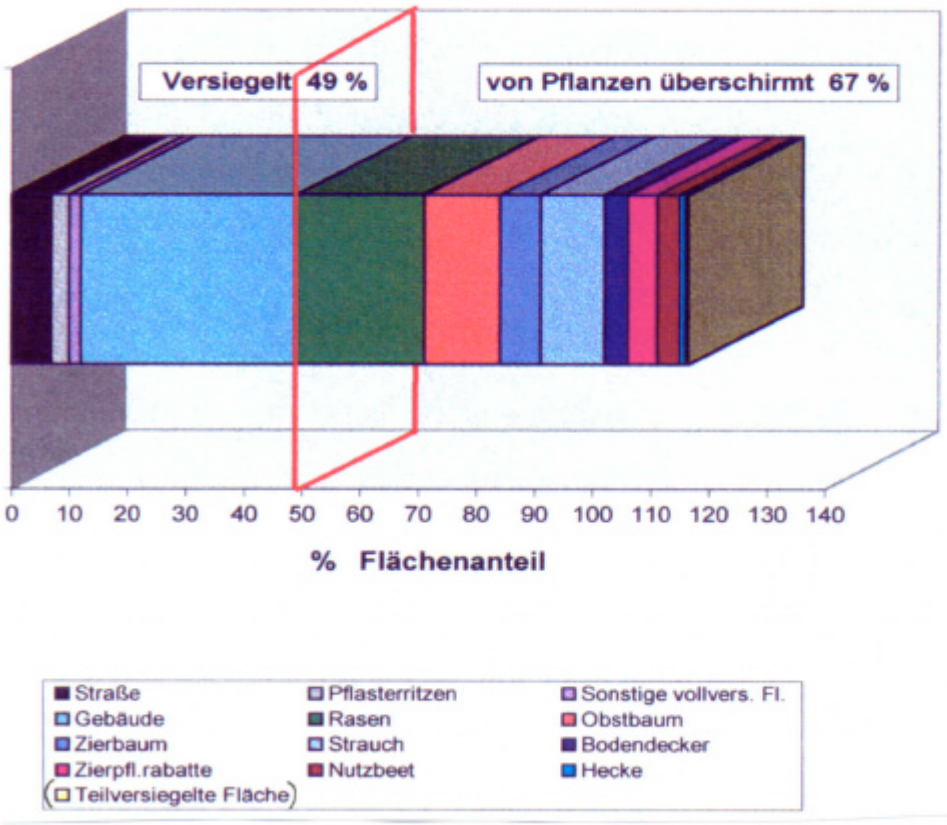


Abb. 4.4

Mittlere prozentuale Flächenanteile von Bodennutzungstypen an

Abb. 4.3: ... Baublöcken mit Blockbebauung

Abb. 4.4: ... Baublöcken mit Einzelhausbebauung

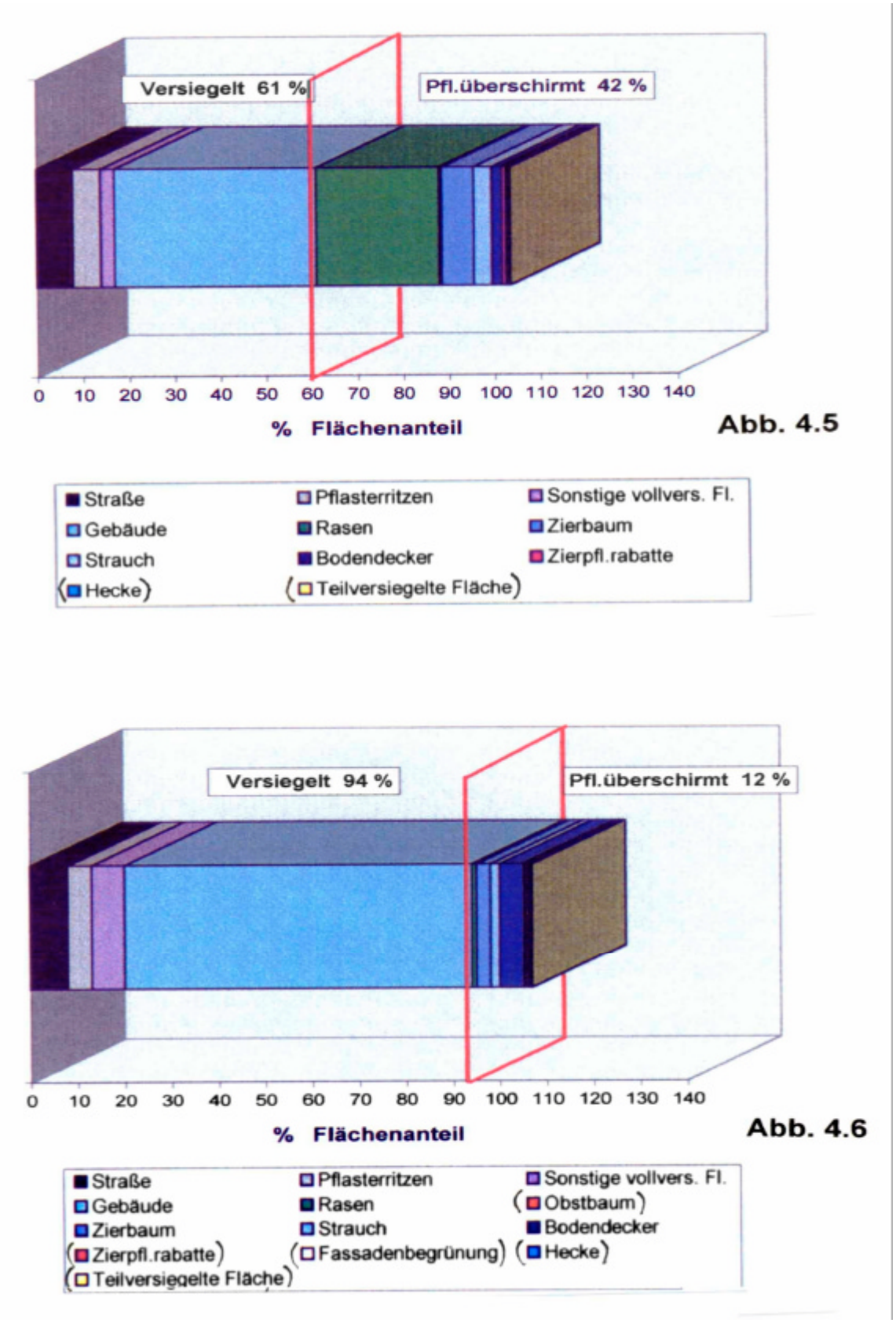


Abb. 4.5

Abb. 4.6

Mittlere prozentuale Flächenanteile von Bodennutzungstypen an

Abb. 4.5: ... Baublöcken mit Zeilenbebauung

Abb. 4.6: ... Baublöcken mit Großformbebauung

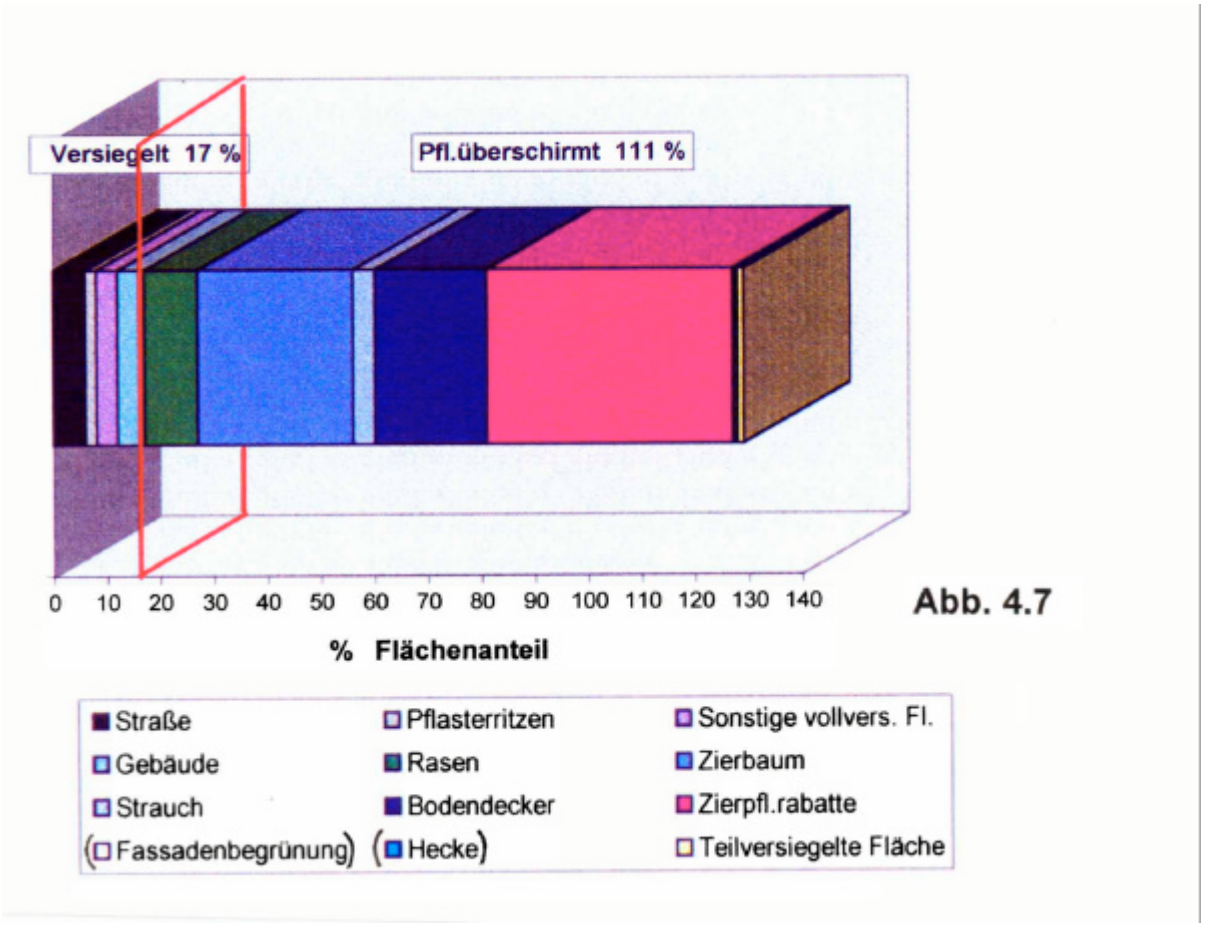


Abb. 4.7: Mittlere prozentuale Flächenanteile von Bodennutzungstypen an Baublöcken mit Friedhofsanlagen

Letzteres gilt z.B. für Schotter auf Bahnarealen. Methodisch bedingt ergeben sich in der Maßstabsebene, in der die Erhebungen durchgeführt wurden, Probleme dabei, Heckensäume von den Hecken (samt der Vegetation am Grund im Innern der Hecke) und Gebüschsäume von Gebüschen (samt der Vegetation am Grund im Innern der Gebüsche) zu unterscheiden. Dennoch sind Heckensäume und Gebüschsäume auffällige und bedeutsame Habitate der spontanen Vegetation in Städten, die vegetationskundlich gesondert untersucht werden.

Den größten Anteil der von Vegetation dominierten Flächen nehmen in Siedlungen im bodennahen Bereich die Rasenflächen ein. Zwar sind diese in der Blockbebauung mit

Flächenanteilen um 1% bis 2% optisch weniger auffällig, jedoch in der Einzelhausbebauung (mit ca. 20%), in der Zeilenbebauung (mit 25% bis 30%) und in Grünanlagen (mit bis über 40%) als flächig dominant ausgeprägter Bodennutzungstyp vorhanden. Der vergleichsweise hohe Rasenanteil der Zeilenbebauungsareale ist mit darauf zurückzuführen, daß in Mehrfamilienhäusern (in denen sehr viele Haushalte vorhanden sind) im allgemeinen weniger Nutzgärten und mehr pflegeleichte Rasenflächen angelegt werden. Wollte jede Familie oder Wohneinheit in einer Häuserzeile auf dem Grundstück einen Garten anlegen, so ergäben sich nur sehr kleine Gärten. Selbst kleine Zierpflanzenrabatten, die in der Zeilenbebauung zwar in kleinen Flächenanteilen von ca. 2%, aber dennoch charakteristischerweise anzutreffen sind, gehen in den letzten zehn Jahren permanent zurück. Der Grund hierfür ist ein Generationswechsel, wie aus Gesprächen mit den Eigentümern bzw. Mietern der Zierpflanzenrabatten hervorgeht. Jüngere Haushalte und Familien in der Zeilenbebauung nehmen sich in der Regel nicht die Zeit für die Pflege der Beete, die ihre Eltern noch aufgebracht haben.

In der **Blockbebauung** spielen die von spontaner Vegetation besiedelbaren Flächen der Pflasterritzen, der Ritzen entlang von Hauswänden und anderer vertikaler Strukturen eine wichtige Rolle. Während Nutzbäume seltener anzutreffen sind, findet man öfters ältere Zierbäume oder ältere spontane Exemplare von Spitzahorn, Birke und Bergahorn. Erwähnenswert sind weiterhin Anpflanzungen von Sträuchern und von Bodendeckern (vgl. Abb. 4.3). Die Pflege der Grundstücke ist von Parzelle zu Parzelle sehr uneinheitlich, insgesamt jedoch, verglichen mit Grundstücken der Einzelhausbebauung, eher extensiv. Nicht zuletzt aus diesem Grund ist es in der Blockbebauung nicht immer einfach, Bodennutzungstypen exakt voneinander abzugrenzen.

In der **Einzelhausbebauung** ist der von Pflanzen überschirmte Anteil der Grundfläche mit 67% um ca. 50% höher als in der Blockbebauung. Dementsprechend sind nicht nur Rasenflächen, sondern auch Obstbäume, Sträucher, Zierpflanzenrabatten und Nutzbeete häufiger (vgl. Abb. 4.4). Die Pflegeintensität kann sehr unterschiedlich

sein. Das Verantwortlichkeitsgefühl für eine als Eigentum betrachtete Fläche führt in den meisten Haushalten zu einer mittleren bis intensiven Pflege. In Gärten der Einzelhausbebauung findet sich die gesamte Palette des Angebots der umliegenden Gartencenter und Baumärkte. Eine Untersuchung von KIESER (1999) in einigen Dörfern bzw. Kleinstädten in Nordrhein-Westfalen analysierte die in Gärten angepflanzten Gehölzarten. Quantitativ dominieren einige Arten wie *Prunus laurocerasus*, *Chamaecyparis lawsoniana*, *Euonymus fortunei* und *Forsythia intermedia*, die in mehr als 60% der Probeflächen auftreten. Die Verwilderung erwünschter und als schön empfundener Arten wie *Solidago canadensis, Verbascum thapsus* oder *Antirrhinum majus* wird in gewissem Rahmen von den Gartenbesitzern toleriert.
In vielen Dörfern oder verstädterten Dörfern des Stadtgebiets Stuttgart ist der Anteil der Nutzgärten und der Obstbäume noch höher als in den meisten Einzelhausgebieten der Kernstadt. Der Trend weist jedoch auch dort in die Richtung, den Garten mit dem Sortiment der in Gartenkatalogen angebotenen Zierpflanzen zu bepflanzen und größere Rasenflächen anzulegen (vgl. ASMUS 1988).

An zwei Siedlungen in Berlin untersuchte MAURER (1998) die Veränderung des Spektrums angepflanzter Gehölzarten. Im Verlauf von 70 Jahren (von den 30er bis in die 90er Jahre des 20. Jahrhunderts) steigerte sich deren Artenzahl um das Zwei- bis Vierfache. Wenngleich einige Gehölzarten in der Einzelhausbebauung quantitativ dominieren (wie Omorikafichten, Scheinzypressen, Lebensbäume, Rhododendren oder Forsythien), gibt es immer wieder Parzellen, in denen viele Raritäten wie *Sciadopitys verticillata*, *Corylopsis pauciflora*, *Cornus kousa* oder *Araucaria araucana* konzentriert sind. Dies deutet nach KIESER (1999) darauf hin, daß die Anpflanzungen auf professionelle Gärtner oder Gartenliebhaber zurückgehen. Eine Stetigkeitstabelle der gepflanzten Gehölzarten ergibt, ebenso wie bei den spontanen und subspontanen krautigen Arten (vgl. Abb. 4.2), eine exponentielle Abnahme der Artenzahlen mit der Zunahme der Stetigkeitsklasse.

In der **Zeilenbebauung** sind gegenüber der Einzelhausbebauung der höhere Anteil an Rasenflächen sowie die geringeren Anteile an Zierpflanzenrabatten, Obstbäumen und Nutzbeeten hervorzuheben (vgl. Abb. 4.5). Die Pflege der Rasenflächen ist häufig nicht so intensiv (z.B. hinsichtlich ihrer Düngung) wie die Rasenpflege der Einzelhausbebauung oder einiger Parkanlagen in Stuttgart (vgl. BÖCKER & REIDL 1995). Die Rasenflächen der Zeilenbebauung sind daher nicht selten etwas magerer und artenreicher. Den Artenreichtum von Scherrasen im „Abstandsgrün des Geschoßwohnungsbaus", der der Zeilenbebauung entspricht, betont ebenfalls HARD (1986a, S. 17), während SCHULTE (1985, S. 143) die Artenarmut öffentlicher Grünflächen und Parkanlagen beklagt.

Die für den Central Business District typische **Großformbebauung** weist nur noch Reste von Rasenflächen auf, die, sofern sie sich im überschirmten Bereich angepflanzter Zierbäume befinden, lückig ausgeprägt sind. Der deutliche Einfluß der Beschattung auf die Deckung einiger Rasengräserarten wird aus einer Untersuchung von BUDRYTE-ALEKSANDRAVICIENE & SCHULZ (2000) ersichtlich. Für Großformbebauung sind weiterhin Zwergsträucher und andere Bodendecker sowie Pflasterritzen und Blumenkübel typisch (vgl. Abb. 4.6).

Viele Habitate in der Zone der Großformbebauung und der Blockbebauung lassen sich als Baumscheiben bezeichnen, die jedoch strukturell völlig unterschiedlich aufgebaut sein können. Wegen deren Auffälligkeit im Stadtbild erscheint es gerechtfertigt, näher auf sie einzugehen. Von Zwergsträucheranpflanzungen über Reste von Rasenflächen, Rindenmulchauflagen, Hackbeeten mit offenem Boden und Lavagrus reicht die Palette von deren Ausgestaltungen. Die Bezeichnung „Baumscheibe" läßt daher noch keinen detaillierten Rückschluß auf die dort anzutreffende spontane oder subspontane Vegetation zu. Bei SCHULTE & VOGGENREITER (1990) werden in einer Untersuchung dreizehn häufig auftretende Baumscheibentypen unterschieden und vegetationskundlich charakterisiert. Die Baumscheibentypen entsprechen weitgehend

einigen der Bodennutzungstypen. SCHULTE & VOGGENREITER (1990) kommen zum Ergebnis, daß auf den Baumscheiben ca. ein Drittel aller in Bad Godesberg auftretenden Pflanzengesellschaften oder Dominanzbestände anzutreffen sind.

Baumscheiben als – summarisch betrachtet – einheitliche Standorte zu bezeichnen wie bei WITTIG (1995, S. 237) oder als Vegetationsformation bzw. „aggregierten Vegetationstyp" (KLEYER & HAMANN 1999), erscheint daher fragwürdig, wenngleich in so weit voneinander entfernt gelegenen Städten wie Kopenhagen, Hamburg, Düsseldorf, Frankfurt, Karlsruhe und Basel einige Pflanzengesellschaften deren Erscheinungsbild beherrschen. Zudem gilt dies nur für eine Auswahl der Baumscheibentypen, auf die sich WITTIG (1995) beschränkt. Überraschend ist Wittigs Fazit deshalb, weil er an verschiedenen Stellen der genannten Publikation die Vielfalt der auftretenden Gesellschaften und Standortbedingungen „innerhalb einer Stadt und nicht selten selbst auf einer einzigen Baumscheibe" betont (zu deren vielfältiger Ausprägung vgl. LANGER 1992 und HARD 1998). Interessant sind allerdings einige Gemeinsamkeiten in standörtlicher Hinsicht, wie später am Beispiel von *Hordeum murinum* erläutert werden soll. Bei der Vielfalt der abiotischen und biotischen Umweltbedingungen, die auf unterschiedlichen Baumscheibentypen vorkommen, ist jedoch die Lage im Siedlungsraum auf der Maßstabsebene von Baublöcken etwas vielen Baumscheiben gemeinsames: Sie befinden sich entlang klimatisch im Sommer stark aufgeheizter Straßen und Gehwege, im Einflußbereich von Fußgängern (mit Hunden) und in unmittelbarer Reichweite des Autoverkehrs. Hierbei handelt es sich um Kriterien, die eine Bezeichnung als einheitlichen Standort jedoch nicht rechtfertigen. Demgegenüber repräsentieren Baumscheiben eher einen Typus hinsichtlich ihrer Lage.

Ein Bebauungstyp, auf dem Baumscheiben zwar vorkommen, jedoch keine quantitativ bedeutsame Rolle spielen, sind **Friedhöfe** (vgl. Abb. 4.7). Sie haben innerhalb von Siedlungen mit den niedrigsten Versiegelungsgrad und wurden häufig floristisch untersucht (vgl. BISCHOFF 1987, BÖCKER & REIDL 1995, GILBERT 1994, GRAF

1986, KOSMALE 1989, KRONSHAGE 1991, KUNICK 1990, LASKE 1994 und LATHAM 1984). Selbst einige bodenkundliche Untersuchungen liegen vor (vgl. AEY 1990, BÖCKER & al. 1998 und LAUTENSCHLÄGER 1934). Zierpflanzenrabatten und Zwergsträucher erreichen in diesem Bebauungstyp ihre höchsten prozentualen Flächenanteile. Rasenflächen nehmen weniger Raum ein als in der Zeilenbebauung, aber mehr als in der Blockbebauung. Bemerkenswert sind die besonders viele ältere Friedhöfe prägenden großkronigen Laub- und Nadelbäume, deren Deckungsanteil zwischen 10% und bis zu über 50% schwanken kann. Bedingt durch die teilweise „waldartigen Strukturen", die nicht selten extensive Pflege und die unterschiedlichsten Modeerscheinungen hinsichtlich der bevorzugten Zierpflanzenarten, ist das Alter ein wichtiges Kriterium für die Differenzierung von Friedhofsanlagen. Bei BÖCKER & REIDL (1995, S. 369) werden standörtliche Unterschiede zwischen Friedhöfen, Grünanlagen und Kleingärten dargestellt.

Weitere Hinweise zur Dominanz und zur Auffächerung von Bodennutzungstypen in verschiedenen Bebauungstypen finden sich – allerdings unter anderer Bezeichnung und bei abweichender methodischer Vorgehensweise – bei DUHME & LECKE (1986) sowie bei HEINRICH & ROHNER (1992). Für manche der Bebauungstypen ist die Dominanz spezifischer Bodennutzungtypen trivial. Das gilt z.B. für großräumige Schotterflächen auf Bahnarealen. Eine Auswahl der unter den genannten Aspekten untersuchten Bebauungstypen mag genügen, um die Bindung von Bodennutzungstypen an Bebauungstypen zu veranschaulichen.

In der Literatur findet man immer wieder ähnliche pflanzensoziologische Kennzeichnungen des Central Business Districts und angrenzender Areale. So benennt z.B. KLOTZ (1984, S. 208) das gesamte Stadtzentrum von Halle und alle gepflegten Altstadtgebiete (bis 1918) als „Sagino-Bryetum Altstadtkomplex", dem er die charakteristischen Pflanzengesellschaften Sagino-Bryetum und Poetum annuae zuordnet, das weitgehend der „Kenngesellschaftslosen Sigma-Gesellschaft des Sagino-Bryeto-

Sigmion“ von KIENAST (1978) entspricht. Weiterhin nennt KLOTZ (1984) für diesen Stadtbereich unter anderem das Plantagini-Polygonetum und das Plantagini-Lolietum. Der „Sagino-Bryetum Altstadtkomplex“ von KLOTZ (1984) hat pflanzensoziologisch große Ähnlichkeit mit dem Gesellschaftskomplex I bei HARD (1986, S. 12). Trotz geringfügiger Unterschiede der bei den genannten Autoren gewählten pflanzen(sigma)soziologischen Bezeichnungen im Detail spiegeln diese die quantitative Bedeutung der gleichen Pflanzengemeinschaften in Bebauungstypen wider.

Die Ergebnisse von Kap. 4, ebenso wie die Untersuchungen von HARD (1986) (der auf umfangreiches Datenmaterial in mehreren nordwestdeutschen Städten zurückgreift) und von KLOTZ (1984) in Halle stehen im Widerspruch zu Ergebnissen bei KLEYER & HAMANN (1999), die abgesehen von wenigen Ausnahmen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Bebauungstypen ermittelten. Der Grund hierfür ist in erster Linie darin zu sehen, daß bei KLEYER & HAMANN (1999) für die Differenzierung der Bebauungstypen nicht die summierte Flächengröße von sogenannten „aggregierten Vegetationseinheiten“ (die teilweise Ähnlichkeit mit Bodennutzungstypen haben) herangezogen wird, sondern deren Anzahl pro Baublock. Diese Betrachtungsweise führt z.B. dazu, daß hinsichtlich des statistisch abgesicherten Ergebnisses bei KLEYER & HAMANN (1999) eine kleine Rasenfläche von 30m² Größe – so wie sie oft bei geschlossener Blockbebauung zu finden ist – das gleiche Gewicht erlangt, wie eine große Rasenfläche von fast 0,5ha Größe, was für Zeilenbebauung typisch ist. Dabei werden nicht nur systematisch der quantitative Anteil von Bodennutzungstypen ausgeblendet, sondern auch standörtliche Unterschiede zwischen oft mageren, sonnigen Zeilenbebauungs-Rasenflächen und zumeist schattigen Blockbebauungs-Rasenflächen methodisch nivelliert und bekannte Zusammenhänge zwischen Flächengröße und Artenzahl ignoriert (vgl. z.B. BÖCKER & REIDL 1995), aus denen sich ein Einfluß auf die Vielfältigkeit der Vegetationszusammensetzung herleiten läßt.

Die Frage ist allerdings, ob die Pflanzenarten und Pflanzengemeinschaften eher an Bebauungstypen gebunden sind, oder ob nicht vielmehr die in den Bebauungstypen dominant vorkommenden Bodennutzungstypen für die genannten Kennzeichnungen mit der Absicht einer kausalen Erklärung besser geeignet sind.

Als Fazit zur ökologischen Differenzierung der Bebauungstypen läßt sich folgendes festhalten:
Wenngleich die floristische Ähnlichkeit zwischen gleichen Bebauungstypen ohne die adäquate Berücksichtigung quantitativer Flächenanteile der Pflanzenarten zumeist eher gering ist, konnte gezeigt werden, daß die Bodennutzungstypen nicht zufällig im Raum verteilt sind, sondern hinsichtlich ihrer prozentualen Flächenanteile als charakteristisch für bestimmte Bebauungstypen gelten dürfen.

5 Quantitativ standortökologische und vegetationskundliche Kennzeichnung der Bodennutzungstypen

5.1 Bodenkundliche Charakterisierung der Bodennutzungstypen

5.1.1 Methodik

5.1.1.1 Untersuchte Parameter und Probenahme

Für siebzehn Bodennutzungstypen wurden die bodenkundlichen Parameter pH($CaCl_2$), der organische Kohlenstoffgehalt ($C_{org.}$), der anorganische Kohlenstoffgehalt ($C_{anorg.}$), der Gesamtstickstoffgehalt, der in Form von Nitrat gebundene Stickstoff (NO_3-N), der in Form von Ammonium gebundene Stickstoff (NH_4-N), das C/N-Verhältnis, der Gesamtgehalt an Phosphor, die löslichen Nährstoffe P_2O_5 und K_2O sowie die Schwermetalle Zink (Zn), Blei (Pb), Nickel (Ni), Cadmium (Cd), Kupfer (Cu), das volumetrische Bodengewicht und die austauschbaren Kationen (K, Ca, Mg,

Na und Al) bestimmt. Mit Hilfe der Anteile an basischen Kationen erfolgte die Ermittlung der effektiven Austauschkapazität ($Ak_{eff.}$).

Die Untersuchungen wurden von der Landesanstalt für Landwirtschaftliche Chemie (Abtl. Bodenuntersuchung) der Universität Hohenheim durchgeführt.

Die Probenahme erfolgte bei allen Bodennutzungstypen in ca. 10cm Bodentiefe. Wenngleich manche Pflanzenarten, wie z.B. *Cirsium arvense*, *Tussilago farfara* oder *Agropyron repens,* mit ihren Wurzeln Bodentiefen bis zu drei Metern erreichen können, dürfte sich der Schwerpunkt der Wurzelbiomasse für die meisten spontanen krautigen Pflanzenarten in Siedlungen in der Spanne zwischen fünf und fünfzehn Zentimetern befinden. Dies belegt z.B. eine Untersuchung von SKIRDE (1976) für Rasenflächen. Eigene Beobachtungen in Stuttgart (auch für Pflasterritzen) stehen ebenso in Übereinstimmung mit dieser Aussage wie die Richtlinien der Landesanstalt für Landwirtschaftliche Chemie zur Bodenprobenahme. Die Probenahme erfolgte wegen der zu gewährleistenden Vergleichbarkeit der Ergebnisse in einer pragmatisch ausgewählten Bodentiefe. Je Standort wurden drei Proben genommen und hieraus eine Mischprobe hergestellt. Nach Möglichkeit ist jeder Bodennutzungstyp durch drei Standorte repräsentiert, so daß durchschnittlich neun Probenahmepunkte ausgewertet werden konnten.

Die beprobten Standorte wurden innerhalb des Kernstadtgebietes Stuttgart teils zufällig, teils nach pragmatischen Kriterien ausgewählt. Eine Auflistung der Probenahmestellen bietet Tab. 9.1. Hierbei sind den einzelnen Bodenproben, geordnet nach Bodennutzungstypen die Laborprobennummern der Landesanstalt für Landwirtschaftliche Chemie, Abtl. Bodenuntersuchung, zugeordnet, so daß die Untersuchungsergebnisse nachvollzogen werden können. Ein Übersicht zur Verteilung der Bodenprobestellen auf die Kernstadt Stuttgart bietet Abb. 10 (befindet sich als Karte im Anhang). Die Nummern in dieser Karte entsprechen denen in Spalte 1 von Tab. 9.1.

Dabei wurde darauf geachtet, daß die beprobten Standorte sich nach Möglichkeit in unterschiedlichen Stadtbezirken der Kernstadt befinden. Ein pragmatisches Vorgehen war z.B. bei der Probenahme in Pflasterritzen notwendig, wo auf geeignete und zugängliche Baustellen im Grenzbereich zwischen Gehsteig und Straße zurückgegriffen wurde.

Tab. 5.1.1: Erläuterung der relativen Einstufung und Symbolik für Tabelle 5.1.2

Symbol	●	◗	○
Relative Einstufung	**A**	**B**	**C**
C/N	>25	25-16	<16
Zink (mg/kg)	>400	400-130	<130
Blei (mg/kg)	>170	170-50	<50
P_2O_5 (mg/100g)	>60	60-20	<20
$Ak_{eff.}$ (cmol c /kg)	>350	350-230	<230
$N_{ges.}$ (%)	>0,4	0,4-0,18	<0,18
pH($CaCl_2$)	>7,35	7,35-6,9	<6,9
Weitere Erläuterungen zum Verständnis von Tabelle 5.1.2:			
↗	Innerhalb der jeweiligen relativen Einstufung – Tendenz nach oben. Bsp.: ● ↗		
↘	Innerhalb der jeweiligen relativen Einstufung – Tendenz nach unten. Bsp.: ○ ↘		
~	... besagt, daß die zugrunde liegenden Meßwerte stark streuen.		

Tab. 5.1.2: Kennzeichnung von Bodennutzungstypen anhand ausgewählter Parameter

	C/N	Zink	Blei	P_2O_5	$Ak_{eff.}$	$N_{ges.}$ (%)	pH($CaCl_2$)
Grus	●↗	◗	◗~	○	○	●	●
Schotter	●	●↗~	●	○↘	○	○	●
Pflasterritze	◗	●	●	○	○	○	●
Beet	◗	◗	◗	◗	◗	◗	◗
Blumenkübel	◗	◗	○	●	●	●	○
Rindenmulch	◗~	◗~	◗~	◗~	◗	◗↗	○~
Rasen	○	◗	◗	●~	◗	◗↗	◗
Rasen unter Baum	○~	◗	●~	◗	○↗~	◗	◗
Gebüsch	○	◗~	●	◗	◗	◗	◗
Wäldchen	○	◗	◗	○	◗	◗	◗↗
Bodendecker	○	○	○	◗↘	◗	◗↘~	◗~
Brache	◗	○	○	○	◗	○↘	●↗
Wiese	○	○~	○	○	◗	◗	●
Mauerfuge	○	○	○	○	●~	○	●
Rasengitterstein	○	○	○	○	◗	◗↘	◗
Wald	○	○	○	◗~	○	○	○↘
Sand	○↘	○	○↘	○↘	○	○↘	●↘

5.1.1.2 Auswertung

Für die meisten der untersuchten Parameter wurden je Bodennutzungstyp der Mittelwert und die Standardabweichung berechnet. Diese Ergebnisse sind in den Tabellen im Anhang (Abb. 9.2.1 bis Abb. 9.2.15) festgehalten, sofern sie nicht schon im Text erläutert werden.

Zur besseren Vergleichbarkeit der bodenchemischen Charakteristik der Bodennutzungstypen sind die Ergebnisse einiger besonders aussagekräftiger Parameter in einer stratifizierten Tabelle (Tab. 5.1.2) zusammengefaßt. Dieses Vorgehen dient einerseits der Übersichtlichkeit, andererseits bietet sich die Klassifikation der Parameter in drei Hauptstufen (als A, B und C bezeichnet) an, um bei teilweise großen Schwankungsbreiten der Werte zu aussagekräftigen Ergebnissen zu gelangen. Die durch Buchstaben gekennzeichnete Einstufung dient dem relativen Vergleich der bodenkundlichen Untersuchungsergebnisse untereinander. Das Ziel ist dabei, die Bodennutzungstypen vergleichend zu charakterisieren, ähnlich wie z.B. bei AEY (1990). Ob und inwiefern die teilweise geringen Unterschiede zwischen den bodenkundlichen Parametern (sowie weitere standörtliche Unterschiede) für das Vorkommen von Pflanzenarten Bedeutung haben, kann in diesem Kapitel nur punktuell thematisiert werden (zu *Paulownia tomentosa* vergleiche RICHTER & BÖCKER 2001, S. 131).

Die Nachvollziehbarkeit der Symbolik in Tab. 5.1.2 ist durch die Zuordnungen in Tab. 5.1.1 im Vergleich mit den Abbildungen (Abb. 9.2.1 bis Abb. 9.2.15) gegeben.

5.1.2 Ergebnisse

Als einer der interessantesten Parameter zur Gruppierung der Bodennutzungstypen hinsichtlich ihrer Ähnlichkeit – nicht nur bodenkundlich, sondern auch als Pflanzen-

standort – erweist sich das **C/N-Verhältnis** (Abb. 5.1). Ein weites C/N-Verhältnis mit Werten über 30 haben Grus- und Schotterstandorte.

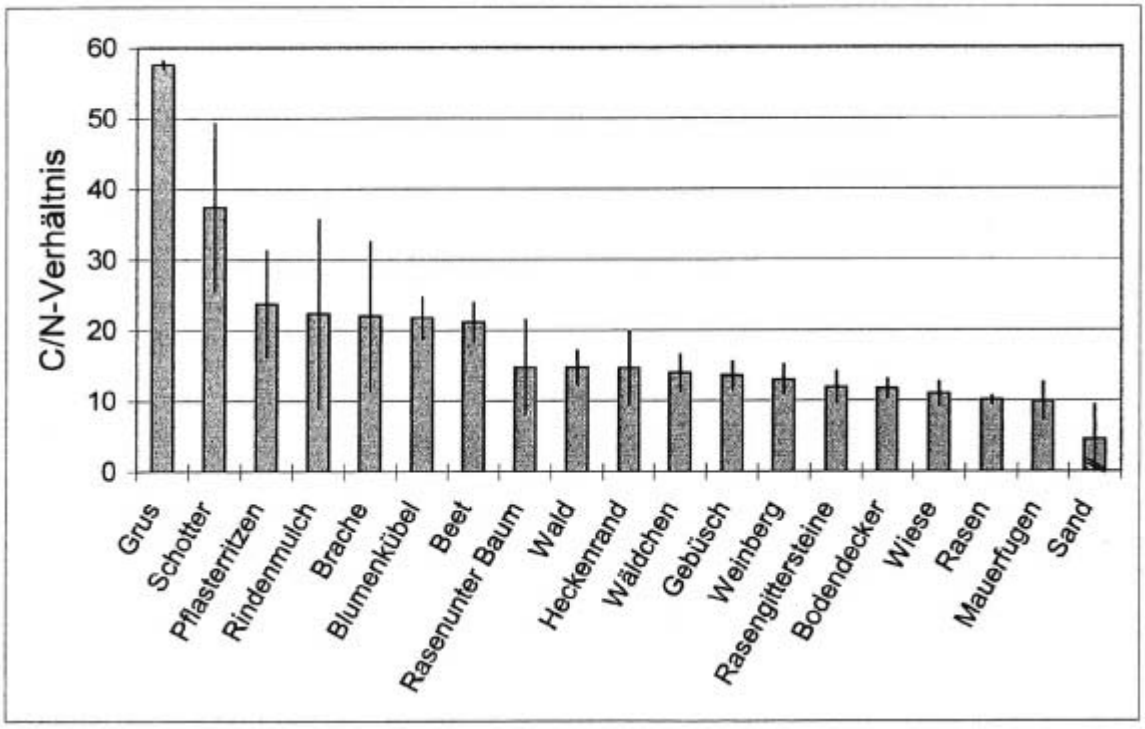


Abb. 5.1: C/N-Verhältnisse der Bodennutzungstypen (Mittelwerte und Standardabweichung)

Ein hoher Skelettgehalt, verbunden mit einer starken sommerlichen Austrocknung, tragen zu diesen Extremen bei. Die Zersetzung des organischen Materials wird hierdurch gehemmt. Mindestens ebenso bedeutsam für das weite C/N-Verhältnis der Grus- und Schotterstandorte ist der hohe Anteil an anorganischem Kohlenstoff, der hier auftritt (vgl. Abb. 9.2.2 im Anhang).

Einbringung von organischem Material oder von sich aus kohlenstoffreiches Ausgangssubstrat findet man im Fall des Bodensubstrats von Blumenkübeln und in Beeten. Beide Bodennutzungstypen sind einander mit Werten um 20 sehr ähnlich. Auf etwas niedrigerem Niveau bewegen sich mit einer Relation um 15 die hinsichtlich ihrer

Lichtverhältnisse ähnlichen Bodennutzungstypen Wald, Heckenrand, Wäldchen und Gebüsch.

In gleicher Größenordnung (um 10) liegen zudem die C/N-Verhältnisse von den durch Gräser bestimmten Bodennutzungstypen Rasengitterstein, Wiese und Rasen. Zunächst überraschend eng ist mit Werten um 10 das C/N-Verhältnis der untersuchten Mauerfugen. Hierbei muß angemerkt werden, daß die untersuchten Mauerstandorte nur eine bestimmte räumliche Anordnung der Mauerfugen betreffen, nämlich solche, bei denen nur eine Mauerseite frei liegt, während die andere, hangseitig gelegene, von Erde bedeckt ist. Es handelt sich somit um zeitweise sickerfeuchte Mauerfugen, an denen z.B. *Cymbalaria muralis* oder *Pseudofumaria lutea* wachsen, während *Sedum*-Arten hier nicht gefunden wurden. Nach SCHOLZ-LAMBOTTE & LÖSCH (1996) können die von ihnen untersuchten Vegetationseinheiten mit *Cymbalaria muralis* in bezug auf die Lichtverhältnisse an schattigen und teilweise schattigen Mauern wachsen, in bezug auf den Wasserhaushalt an frischen bis mäßig trockenen Standorten. Die Mineralstoffzufuhr mit dem Sickerwasser ist vermutlich der entscheidende Grund für die hohe effektive Austauschkapazität der untersuchten Stuttgarter Mauerfugen.

Als extrem können die Daten für Sand gelten, der zumeist auf Kinderspielplätzen, in oder in der Nähe von Sandkästen zu finden ist. Sowohl der Kohlenstoff- als auch der Stickstoffgehalt sind hier oft sehr niedrig. Der Sand auf Kinderspielplätzen wurde früher regelmäßig ausgetauscht. In Stuttgart wurde nach Auskunft der zuständigen Behörde ein Bodenaustausch in den letzten Jahren nur bei offensichtlichen Verunreinigungen durchgeführt.

Grob betrachtet spiegelt die Abfolge der Bodennutzungstypen hinsichtlich des C/N-Verhältnisses indirekt einen Gradienten in bezug auf die sommerliche Austrocknung der Standorte wider. Dies gilt zumindest dann, wenn man nur ähnliche Bodennutzungstypen miteinander vergleicht. Der vereinheitlichende Einfluß sowohl durch die

Nutzung als auch hinsichtlich der Bodenfeuchte macht erklärbar, warum fast drei Viertel der Bodennutzungstypen eine ausgesprochen enge Standardabweichung aufweisen.
Das C/N-Verhältnis wurde daher beim Aufbau von Tabelle 5.1.2 als erstes Kriterium verwendet. Offensichtlich ist dieser Parameter nicht nur im Waldbau hilfreich, wo schon seit langem die Humusformen durch ihr C/N-Verhältnis charakterisiert werden, sondern auch für Stadtböden.

Hohe Werte für die **Schwermetalle** weisen die Bodennutzungstypen Schotter und Pflasterritzen auf. Für Pflasterritzen gilt dies allerdings nicht prinzipiell, denn die pragmatisch ausgewählten Probenahmestellen befanden sich am Rande von Straßen und waren mit hoher Wahrscheinlichkeit über einige Jahrzehnte ohne bauliche Veränderung. Wenngleich letzteres nicht ungewöhnlich ist, so gibt es viele Pflasterritzen, die sich nicht in der Nähe von Autostraßen befinden. Der Einfluß des Straßenverkehrs dürfte zumeist für den hohen Bleigehalt ursächlich sein. Die hohen Schwermetallbelastungen auf Bahnarealen sind aus der Literatur bekannt (HILLER & MEUSER 1998). Mit der Asche, die beim Verbrennungsprozeß entstand, gelangten zu Zeiten des Betriebes mit Dampflokomotiven viele Stoffe, z.B. Zink in den Schotter. Nur zwei Meter von der Fahrspur entfernt, wo der grobe Schotter von grusigem Material abgelöst wird, liegen die Zink- und Bleigehalte nur im mittleren Bereich. Hieran wird deutlich, wie kleinräumig nutzungsbedingte Unterschiede in Städten sein können.

Die Nutzungs- und Substratunterschiede zwischen Schotter und Grus sind nicht nur bodenkundlich nachweisbar, sondern zeigen sich auch an den dort wachsenden spontanen Pflanzenarten. Im grusigen und an Feinerde etwas reicherem Material kann z.B. *Eragrostis minor* gefunden werden, aber nicht auf Schotter, wo Boden in der Regel weniger oberflächennah ansteht als im Grus. Das Substrat der im Schotter auftretenden Zwischenschichtböden (d.h. das Bodenmaterial hängt in den Zwischenräumen des Schotters gewissermaßen in der Luft, ohne direkten Anschluß an den Unterboden)

beginnt nicht selten erst bei ca. 5cm bis 10cm Tiefe, so daß die Wuchshöhe von *Eragrostis minor* nicht ausreichen würde, um dort wachsen und Photosynthese betreiben zu können. Weiterhin ist zu vermuten, daß die Lichtverhältnisse der Zwischenschichtböden für die Keimung der Art zumeist zu ungünstig sind.

Die stärkere Besiedelung durch Pflanzen wird im Vergleich zwischen Schotter und Grus auch im höheren prozentualen Stickstoffgehalt evident (vgl. Abb. 9.2.6). Insgesamt sind sich Grus, Schotter und Pflasterritzen recht ähnlich: Sie haben hohe pH-Werte, eine geringe effektive Austauschkapazität und geringe Gehalte an löslichem Phosphat. Pflanzen, die in Grus oder Schotter wachsen können, müssen entweder ihren Entwicklungszyklus schon früh im Jahr, vor der sommerlichen Trockenheit, abgeschlossen haben oder an die enorm hohen Temperaturen, verbunden mit Wasserstreß, angepaßt sein.

Einander ähnlich sind in verschiedener Hinsicht weiterhin **Beete**, **Blumenkübel** und **Rindenmulch**, jeweils mit charakteristischen Abweichungen. In jeglicher Hinsicht im mittleren Wertebereich sind die Böden der Beete einzustufen.
Die zumeist stark mit Torf angereicherten Blumenkübelböden haben im Vergleich höhere Anteile an löslichem Phosphat, eine höhere $Ak_{eff.}$ und höhere Stickstoffgehalte. Die Herkunft der Blumenkübelböden, beziehungsweise der den Böden zugeführten Stoffe, aus überwiegend organischem Material (vielfach Torf) zeichnet sich hieran ebenso ab, wie die im Vergleich mit den meisten anderen Bodennutzungstypen etwas niedrigeren pH-Werte (vgl. Abb. 9.2.1). Diese resultieren aus den hohen Anteilen an **phenolischen Säuren** im Torf und ähnlichem Bodenmaterial. Aus diesem Grund werden ebenfalls die im relativen Vergleich niedrigen pH-Werte (im Durchschnitt bei ca. 6,8) unter dem Rindenmulch erklärbar. ALBERTSHAUSER (1985, S. 131) publiziert Werte einer chemischen Analyse, bei der der pH-Wert des Rindenmulchs selbst mit 5,4 angegeben wird, während nach PIETSCH & KAMIETH (1991, S. 102) der pH-Wert des sogenannten Bodenverbesserungsmittels Hochmoortorf bei ca. 3 liegt.

Es zeigt sich hieran, daß die Versauerung durch den Rindenmulch nicht an der Oberfläche bleibt, sondern tiefer in den Boden hinein wirksam ist. SCHULTE & VOGGENREITER (1990b) erwähnen, daß in Rindensubstraten Rückstände der im Rahmen forstlicher Insektenbekämpfungsmaßnahmen angewendeten Pestizide/Wirkstoffe wie Lindan, Cypermethrin und Promecarb nachgewiesen wurden.
Auffällig ist die große Streuung der Werte, in der Tabelle durch die Tilde (~) angedeutet, für die meisten der Parameter im Bodennutzungstyp Rindenmulch. Dieser wird als Substrat gern bei jungen Anpflanzungen von Bodendeckern und Sträuchern sowie unter Einzelbäumen auf Baumscheiben verwendet, manchmal auch für Zierbeete. Ähnlichkeiten hinsichtlich der untersuchten Parameter bestehen demgemäß zum Bodennutzungstyp Beet (der Zier- und Nutzbeete umfaßt) und zum Bodennutzungstyp Bodendecker.

Zeitlich betrachtet kann sich aus dem Bodennutzungstyp Rindenmulch kontinuierlich der Bodennutzungstyp Bodendecker entwickeln, wobei der pH-Wert ansteigt, da das Rindenmaterial sich langsam abbaut und basische Einflüsse zunehmen (z.B. Straßenstaubeintrag). Gleichzeitig verändert sich außerdem das Lichtklima.

An diesem Beispiel wird deutlich, daß Bodennutzungstypen als Einheiten aufgefaßt werden, die sich in verschiedene Richtungen graduell entwickeln können. So steigt z.B. mit dem Alter bei kontinuierlicher jährlicher Düngung in Beeten der Stickstoffgehalt (vgl. AEY 1990). Der Bleigehalt in Pflasterritzen ist abhängig von der Zeitspanne, der das Bodenmaterial dem Autoverkehr ausgesetzt war. Zusätzlich spielen weitere historische Aspekte eine Rolle. Für den Bleigehalt in straßenbegleitenden Böden ist z.B. der Zeitpunkt der Einführung bleifreien Benzins oder die vorherige Nutzung eines Bodens von Relevanz.

Auf Gleisarealen erfolgte die vollständige Umstellung des Betriebs mit Dampfloks auf Dieselloks erst um ca. 1975 (HILLER & MEUSER 1998, S. 140). Während die alten

Schienenstränge, deren Anlage von ca. 1907–1935 erfolgte, von Aschen dominiert sind, enthalten die neueren Schienenstränge kaum noch Aschen. Bei den Dampfloks wurde die Asche während der Fahrt durch einen Rost unter der Brennkammer in das Gleisbett zwischen den Schienen abgerüttelt und nachfolgend – durch Niederschläge – in die Schotterzwischenräume eingewaschen. Dennoch gibt es offensichtlich durchschnittliche Ausprägungen von Bodennutzungstypen, deren Bodenparameter durch die Nutzung entscheidend geprägt werden. Um eine Analyse durchschnittlicher Böden je Typus durchführen zu können, erfolgte deren zufällige Auswahl.

Einander ähnlich sind in mancher Hinsicht ferner **Rasen**, **Rasen unter Baum**, **Gebüsch** und **Wäldchen**. Sie haben ein engeres C/N-Verhältnis als die zuvor beschriebenen Typen. Viele Parameter sind als mittel eingestuft. Abweichungen hiervon zeigen z.B. die Rasenflächen in bezug auf den Gehalt an $\mathbf{P_2O_5}$. Der eutrophierende Einfluß als Folge der innerstädtischen Hundehaltung ist hieran ablesbar (vgl. BALDER 1990, BÖHM & STRAUCH 1987 sowie OBRTEL & GOLIŠOVA 1980). Auch die Stickstoffwerte zeigen auf diesen Flächen eine Tendenz zu höheren Werten.

Auffällig sind in Rasen unter Baum und Gebüsch die erhöhten Bleiwerte gegenüber dem Wald. Einerseits liegen die untersuchten Wälder etwas weiter abseits der häufig befahrenen Straßen, andererseits ist vorstellbar, daß Bleipartikel vom Laubwerk der Gehölze ausgefiltert und nachher mit dem Niederschlag vom Blätterdach abgewaschen und unterhalb verstärkt in die Böden eingetragen werden.

Hinzuweisen ist auf die deutlichen **Unterschiede zwischen** den **innerstädtischen Wäldchen** und den **stadtnahen Wäldern**. Bei ersteren handelt es sich um relativ kleinflächig ausgeprägte Reste von Wäldern (vgl. KREFT 1994), um Sukzessionen auf vormals bebauten Grundstücken sowie um steile und daher schwer zu bebauende Restflächen innerhalb der Siedlung. Deren Ausbildung ist zudem kleinflächiger und sie sind daher größeren randlichen Einflüssen ausgesetzt als die Wälder. Die Probe-

nahme in den Wäldern erfolgte nicht in deren Randbereichen zu den Siedlungen, sondern etwas weiter entfernt. Betrachtet man die bodenchemischen Parameter, so wird deutlich, daß die Wäldchen nährstoffreicher (an Stickstoff und hinsichtlich der effektiven Austauschkapazität) sind und daß deren pH-Werte erhöht sind. Die Wälder haben mit Abstand den niedrigsten pH($CaCl_2$) (siehe Abb. 9.2.1 im Anhang). Um die relativen Unterschiede der pH-Werte aller anderen Bodennutzungstypen (abgesehen von den Wäldern) besser verdeutlichen zu können, wurden diese in Abb. 5.2 gesondert dargestellt.

Wenngleich die Aussage zutrifft, daß Stadtböden zumeist basisch sind, so läßt sich der pH-Wert zwischen Bodennutzungstypen in vielen Fällen kausal nachvollziehbar differenzieren. Dies gilt selbst für Unterschiede zwischen Haupt-Landnutzungstypen (vgl. WINTER & al. 2000), jedoch nicht für die Mehrzahl der Bebauungstypen. Nach KAHLE & BELAU (1998), die verschiedene bodenkundliche Parameter auf der Ebene von Bebauungstypen untersuchen, bestehen keine gesicherten Unterschiede zwischen diesen. Weil die gleichen Bodennutzungstypen in unterschiedlichen Bebauungstypen vorkommen, ist dieses Ergebnis nicht überraschend.

Die höchsten **pH-Werte** haben Brachflächen, gefolgt von Pflasterritzen, Mauerfugen, Schotter und Grus (Abb. 5.2). Bei Pflasterritzen liegt dies an den Einträgen basischer Straßenstäube. Das Ausgangsmaterial der untersuchten Mauerfugen ist Kalkmörtel, dessen ursprünglicher pH-Wert bei etwa 11–12 liegt und der erst durch pH-Werterniedrigung von höheren Pflanzen besiedelbar ist (vgl. z.B. GUGGENHEIM 1998, S. 278).

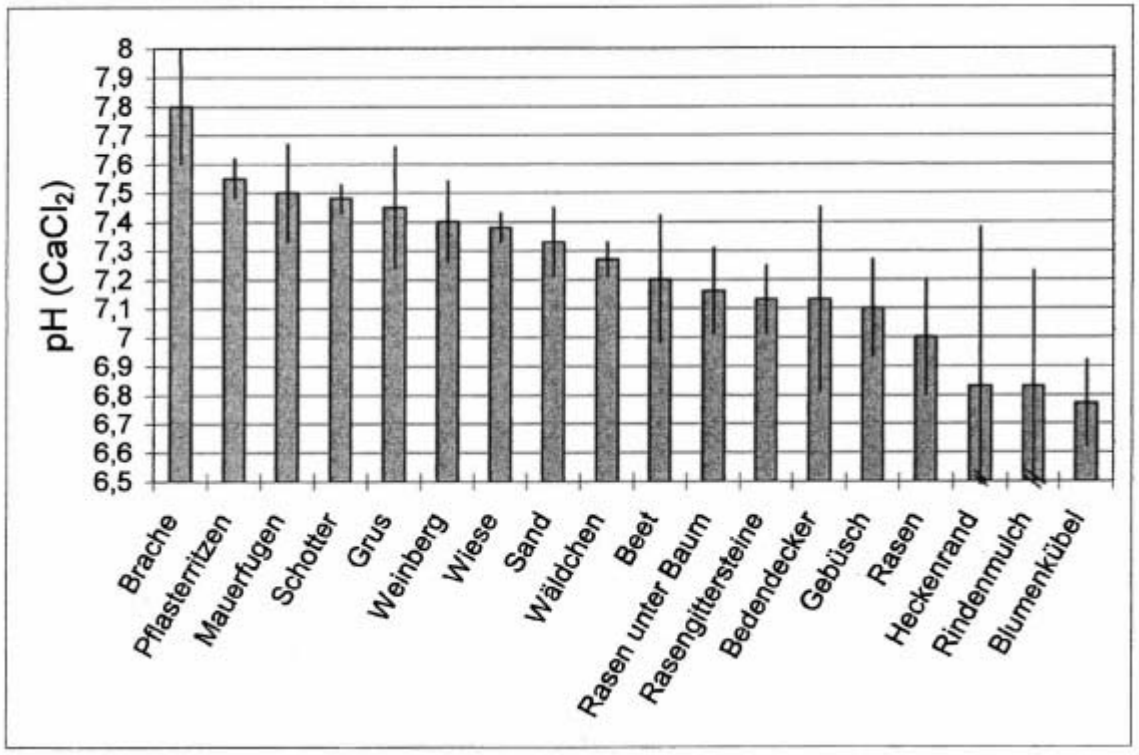


Abb. 5.2: pH($CaCl_2$)-Werte der Bodennutzungstypen (Mittelwerte und Standardabweichung)

SCHOLZ-LAMBOTTE & LÖSCH (1996) analysierten für 46 Bodenproben aus Mauerfugen die pH($CaCl_2$)-Werte. Der Mittelwert ist mit rund 7,6 nahezu identisch mit dem in Stuttgart ermittelten von 7,5. Das Ausgangsmaterial von Schotter und Grus ist ebenfalls basenreich.

Brachflächen können sehr unterschiedlich hinsichtlich der auf ihnen entwickelten Sukzessionsstadien, ihrer bodenchemischen Parameter sowie ihrer Vorgeschichte und ehemaligen Nutzung sein (HILLER & MEUSER 1998, REBELE & DETTMAR 1996). Daher war bei der Flächenauswahl eine Beschränkung auf einen häufiger anzutreffenden „Brachezustand" notwendig.

Nach dem Abriß von Gebäuden wird das Gelände in der Regel irgendwann im Hinblick auf die neue Bebauung eingeebnet und mit Bodenmaterial überdeckt. Oft han-

delt es sich bei diesem Material um eine Mischung aus dem Abbruchmaterial (sofern keine gravierenden Kontaminationen bekannt sind) und anstehendem tiefer liegendem Boden oder neu zugeführtem Rohboden. Solche grob vorbereiteten Baustellen bleiben nicht selten bis zu zehn Jahren ohne weitere großflächige Bodenbewegung liegen, so daß Pioniervegetation aufkommen kann. Selbstverständlich finden sich in fast jeder Stadt Flächen, die wesentlich länger unbebaut liegen; häufig und quantitativ bedeutsam sind jedoch Brachestadien unter zehn (bis fünfzehn) Jahren Dauer der Brache. Auf solchen Flächen erfolgte daher die Probenahme. Diese Vorbemerkung ist erforderlich, um die Ausprägung der Parameter einordnen und interpretieren zu können.

Der pH-Wert ist durch die Beimengung an basischem Bauschutt in der Regel erhöht, die biologische Aktivität ist noch recht gering, was sich an sehr niedrigen Stickstoffgehalten und niedrigen Gehalten an löslichem Phosphat zeigt. Hinsichtlich des mittleren C/N-Verhältnisses muß man berücksichtigen, daß bedingt durch die Bauschuttmaterialien der anorganische Kohlenstoffgehalt (vgl. Abb. 9.2.2 im Anhang) der Brachflächen sehr hoch sein kann. Der anorganische Kohlenstoffgehalt ist lediglich auf den Bahnarealen noch höher. Pflanzenökologisch bedeutsam für Brachflächen sind zudem die teilweise sehr hohe Bodenverdichtung, der hohe Skelettanteil und nicht zuletzt die mangelnde Pflege.

Bodenchemisch betrachtet einander ähnlich sind weiterhin Wiesen und Rasengittersteinflächen. Deren Bodengehalte an löslichem Phosphat sind im Gegensatz zu den Rasenflächen (Hunde!) niedrig und deren C/N-Verhältnisse, vergleichbar mit denen von Rasen, sind ebenfalls niedrig. Auch bezüglich der $Ak_{eff.}$ und des Anteils an Stickstoff bestehen Übereinstimmungen zwischen Rasengittersteinflächen und Wiesen. Da die Vegetation beider Bodennutzungstypen dennoch sehr unterschiedlich ist, läßt sich folgern, daß Nutzungseinflüsse, die in den untersuchten Parametern nicht zum Aus-

druck kommen, für die Vegetationsausprägung und Vegetationsdifferenzierung beider Typen verantwortlich sind.

Zunächst war geplant, einige der genannten bodenchemischen Parameter, die relative Angaben hinsichtlich des Bodengewichts darstellen (die z.B. als mg/kg oder als mg/100g angegeben werden), im Hinblick auf das **volumetrische Bodengewicht** (vgl. Abb. 9.2.15 im Anhang) zu berechnen.
Da das Bodengewicht der meisten Bodennutzungstypen zwischen 1200g/l und 1000g/l liegt und sich die Typen somit recht ähnlich sind, wurde davon Abstand genommen, denn die geschilderten Ergebnisse hätten sich hierdurch kaum verändert. Markante Abweichungen nach oben zeigen lediglich die Sandflächen mit fast 1600g/l. Deutlich leichter als 1000g/l sind erwartungsgemäß die Böden der Blumenkübel (mit einem Mittelwert um 600g/l bei allerdings starker Streuung der Einzelwerte) und die durch Rindenmulcheinbringung beeinflußten Böden, deren mittleres Gewicht bei 800g/l liegt.

Nicht untersucht wurden die **Herbizidgehalte** der Böden beziehungsweise die Häufigkeit des Herbizideinsatzes. Es ist jedoch bekannt, daß sowohl auf Bahnarealen als auch im Bereich von Bodendeckern diverse Herbizide verwendet wurden und werden, die auf die Ausdifferenzierung der Vegetation erheblichen Einfluß haben.

Ebenfalls bedeutsam ist der **Streusalzeinfluß**. Dies betrifft nicht nur straßenbegleitende Pflasterritzen, sondern auch solche im Bereich privater Grundstücke, ebenso Ritzen entlang von Hauswänden oder Mauern. Indirekt wird dies an hohen Natriumwerten im Bodennutzungstyp Pflasterritzen deutlich. Wenn in straßenbegleitenden Rasenflächen am Rand *Poa subcoerulea* oder *Salsola kali* vorkommen, so ist dies ebenfalls ein Hinweis auf Streusalzbeeinflussung (vgl. BÖCKER & al. 1998, S. 170).
Wenn im Hochsommer durch Erhitzung des an die Straße angrenzenden Rasens ursprünglich angepflanzte Arten wie *Lolium perenne* vertrocknen, entstehen kahle Stel-

len, die von salztoleranten Arten eingenommen werden können. Auch durch sogenannten „Salzbrand“ können vorübergehend vegetationsfreie Stellen verursacht werden (vgl. GILBERT 1994, S. 109 und THOMPSON 1986). Besonders häufig findet man an diesen Stellen *Polygonum aviculare* agg., dessen Samen in Autoreifen transportiert wird und der nicht zuletzt mit Spritzwasser auf die besiedelbaren Stellen gelangen kann.
Interessant ist ferner, daß es eine salztolerante Kleinartengruppe des Gemeinen Löwenzahns (*Taraxacum officinale* sect. *Hamata*) gibt, die direkt an Straßenrändern vorherrscht.

Untersucht, aber nicht diskutiert wurden die Werte der Heckenränder, die grundsätzlich mit denen der Gebüsche vergleichbar sind, aber eine enorme Streuung der Einzelwerte aufweisen.
Ebenfalls ausgelassen wurden in Tabelle 5.1.2 die untersuchten Bodenproben aus mit Gräsern eingesäten Weinbergen. Deren Bodenparameter sind meist mit denen der Wiesen vergleichbar, abgesehen von höheren Werten an löslichem Kalium sowie deutlich höheren Kupfer- und Zinkgehalten. Hohe Kupfergehalte sind bekanntermaßen charakteristisch für Weinberge (vgl. z.B. HOLLAND 1996, S. 37 und S. 39), da hier entsprechende Mittel eingesetzt werden beziehungsweise wurden. Die erhöhten Kaliumwerte deuten auf landwirtschaftliche Düngung hin.

5.2 Maximale Oberflächentemperaturen der Bodennutzungstypen im Sommer

Mit einem Infrarotthermometer wurden an zwei Tagen mit 33°C Lufttemperatur im Schatten in der heißesten Tageszeit über 1.000 Messungen durchgeführt, deren Mittelwerte in Abb. 5.3 dargestellt sind. Jeder Mittelwert steht für fünfzig Einzelmessungen. Hierdurch lassen sich die Unterschiede der Oberflächentemperaturen

zwischen den Bodennutzungstypen gut erkennen. Die größte Erhitzung zeigen Blähsteine mit im Durchschnitt 57°C, gefolgt von Rindenmulch mit 55°C. Einige Messungen ergaben sogar 65°C auf Blähsteinen, Schlacken und Grus. Gemäß REBELE (1995) können offene Schlackenflächen Temperaturen bis zu 70°C erreichen.

Zwischen 49°C und 43°C bewegen sich Schotterflächen, Sandflächen, Pflasterritzen, offener Boden, Gebäudesäume und Kieselsteine. Aufgrund des in der Regel extremen Wasserhaushalts können viele krautige Pflanzenarten (z.B. der Gebüschsäume und Wälder) auf den oben genannten Bodennutzungstypen nicht mehr existieren. Gebüsche und Wäldchen hatten mit ca. 25°C selbst an den heißesten Tagen an der Bodenoberfläche gemäßigte Temperaturen. Die Bodentemperatur 2cm unter der Bodenoberfläche lag zwischen 2°C und 5°C niedriger als an der Bodenoberfläche.
Um die eigenen Untersuchungen zu untermauern, wurden die Ergebnisse mit Daten aus der Literatur verglichen. Als Lufttemperatur unmittelbar über dem Bodensubstrat ermitteln SCHULTE & VOGGENREITER (1990b) in Bad Godesberg für die Bodennutzungstypen Rindenmulch 43,8°C, Betonpflaster 39,6°C, offenerdiges Beet 40,8°C, Rasen 36,5°C, Wiese 31,7°C und ruderale Wiese 30,1°C. Hierbei ist die Abfolge der Typen hinsichtlich der Maximumtemperaturen vergleichbar mit den oben dargestellten Stuttgarter Untersuchungen; verschieden ist deren Höhe in den heißesten Bodennutzungstypen. Die nach meteorologischen Standards genormte Lufttemperatur im Schatten war bei SCHULTE & VOGGENREITER (1990b) mit 27,5°C um 5,5°C niedriger als beim Stuttgarter Beispiel.
In 2m Höhe über dem Boden sind bei SCHULTE & VOGGENREITER (1990b) die Temperaturunterschiede zwischen den Bodennutzungstypen mit Werten um 31°C ± 1°C einander angeglichen, zeigen in ihrer Abfolge aber immer noch nahezu die Reihenfolge wie direkt über dem Boden. Die relative Feuchte über dem Boden liegt bei Rindenmulch, Betonpflaster und offenerdigem Beet bei Werten um 20%, während Rasen und Wiese Werte um 60% relative Luftfeuchte aufweisen.

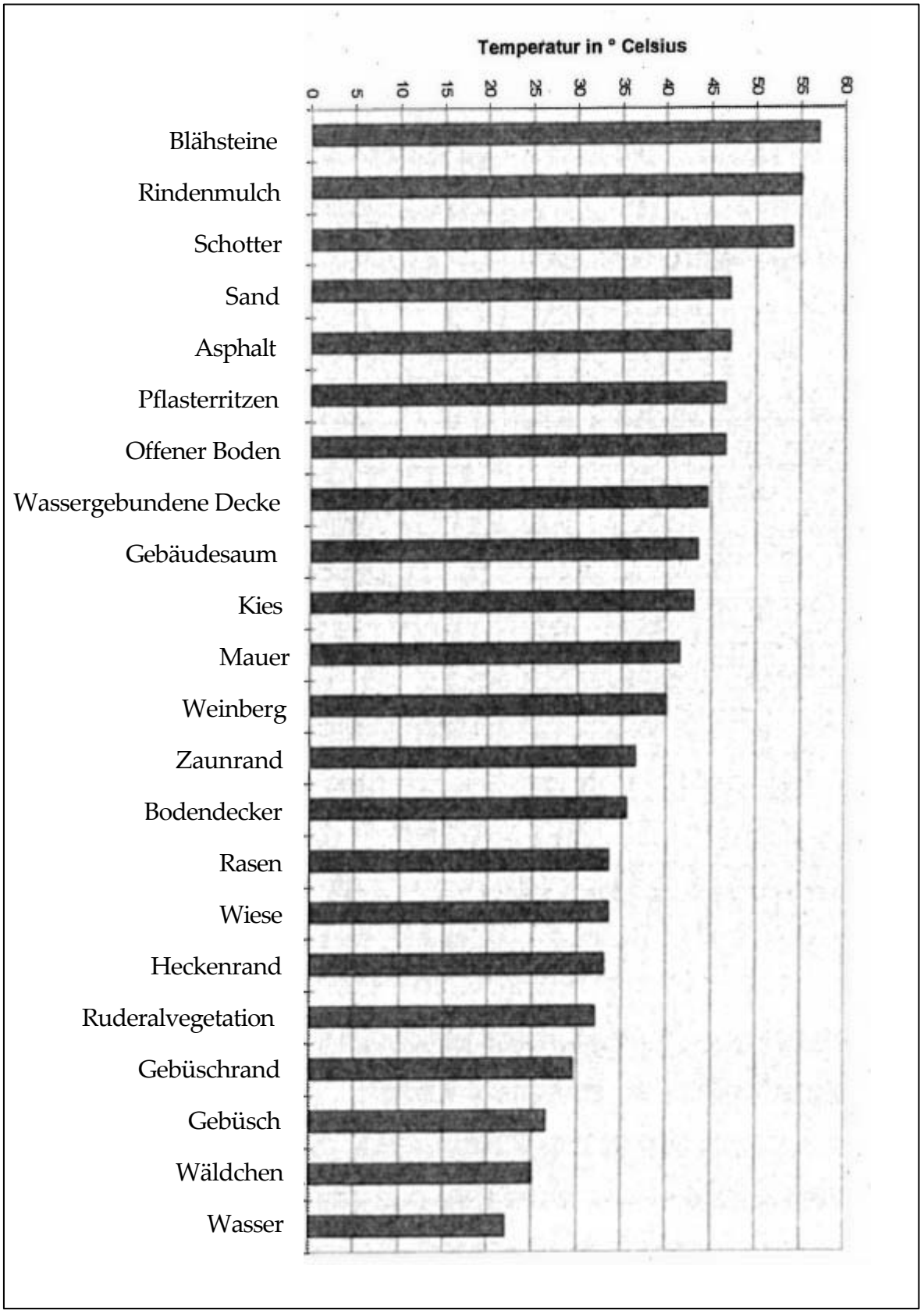


Abb. 5.3: Durchschnittliche Maximumtemperaturen der Bodennutzungstypen an einem heißen Sommertag

Interessant sind ebenfalls die Tagesgänge der Lufttemperatur an der Oberfläche verschiedener Materialien (vgl. ERIKSEN 1976 und BAUMÜLLER 1981). Vergleicht man die im Tagesgang erreichten Maximumtemperaturen mit den in Stuttgart ermittelten, so zeigen sich meist gute Übereinstimmungen. Die Stuttgarter Maximumwerte und die Maximumwerte bei ERIKSEN (1976) betragen für Wasser 22°C/22°C (Stuttgarter Werte/Werte nach ERIKSEN 1976), für Wald 25°C/28°C, für Rasen 34°C/32°C, für offenen Boden 46°C/36°C und für Asphalt 47°C/48°C.

Daraus läßt sich folgern, daß vielen Bodennutzungstypen vergleichbare maximale Oberflächentemperaturen zugeordnet werden können. Die deutlichen Unterschiede bei offenem Boden werden hauptsächlich durch dessen unterschiedliche Färbung verursacht, jedoch spielt auch die Bodenfeuchte hierbei eine Rolle. Vorausgesetzt ist dabei selbstverständlich, daß ein Vergleich der Bodennutzungstypen nur bei ähnlichen Beschattungsverhältnissen durch umgebende oder naheliegende Objekte sinnvoll ist. Das Beispiel von ERIKSEN (1976) bezieht sich daher wie die eigenen Untersuchungen auf einen Hochsommer-Strahlungstag ohne beeinträchtigende Schattenwirkung „externer Strukturen“ wie Gebäude oder ähnliches. Beim Wald ist Beschattung demgegenüber „systemimmanent“, ebenso wie bei Hecken, Gebüschen oder Rasenflächen unter Bäumen.

Die Frage ist, welche Konsequenzen sich für das Vorkommen von Pflanzenarten daraus ergeben. Nicht alle Pflanzenarten sind so extremen Temperaturen gegenüber tolerant, wie sie im Sommer nahe der Bodenoberfläche von Schotterflächen gemessen werden. Einige Arten, wie z.B. *Erophila verna und Saxifraga tridactylites,* schließen ihren Entwicklungszyklus schon vor Beginn der extremsten Temperaturen ab und überdauern die Hitzeperiode als Samen. Auf Schotterflächen können auf diese Weise auch Biozideinsatz oder Abflämmen von manchen Arten überlebt werden. Nach WILMANNS (1990, S. 60) findet man Brombeersträucher besonders deshalb häufig

entlang von Bahndämmen, weil sie durch Feuer nicht gänzlich vernichtet werden. Bei Sukzessionen entlang von Bahnböschungen spielen in Stuttgart *Rubus*-Arten und die Waldrebe eine dominierende Rolle. Ähnliches gilt für Karlsruhe (vgl. KUNICK 1995, S. 150). Im Herbst blühende Arten wie *Solidago canadensis* gelangen erst zur Blüte, wenn die extremsten Temperaturen bereits vorüber sind.

Einen standörtlichen Einfluß haben die Temperaturen auf das Keimungsverhalten der Arten. So werden etwa die für sommerwarme Standorte bekannten Pflanzenarten *Eragrostis minor, Setaria viridis, Echinochloa crus-galli, Chenopodium polyspermum* oder *Amaranthus albus* als Wärmekeimer eingestuft (vgl. LAUER 1953 und SAARI-SALO-TAUBERT 1963). Mindestens ebenso wichtig wie die Keimtemperaturen ist für die genannten Arten sicherlich die große Toleranz gegenüber sommerlicher Trockenheit.

Auffällig ist, daß manche wärmeliebende Pflanzenarten wie *Eragrostis minor* oder *Amaranthus albus* gleichzeitig C4-Pflanzen sind. Einen Überblick zu C4-Pflanzen in Mitteleuropa bzw. in Deutschland geben BRANDES (1995a) sowie SUKOPP & WURZEL (1995). Die ökologischen Vorteile von C4-Pflanzen beziehen sich allerdings nicht auf die Temperatur, sondern auf die Strahlung. Allerdings sind hohe Temperaturen und intensive Strahlung auf großer Maßstabsebene im Freiland miteinander eng verknüpft. Außer der höheren Nettophotosyntheserate bei intensiver Strahlung besteht ein weiterer Vorteil der C4-Pflanzen gegenüber den C3-Pflanzen in einem bei Trockenheit günstigeren Transpirationskoeffizienten. Dies kann zur Toleranz extremer Trockenheit beitragen, wie bei *Eragrostis minor* oder *Cynodon dactylon*. Nach BRANDES (1995a) konnten sich in den letzten zwanzig bis dreißig Jahren C4-Pflanzen insbesondere auf Verkehrsflächen und Äckern stark ausbreiten. Dies gilt sowohl hinsichtlich der Artenzahl (derzeit ca. 48 in Deutschland wildwachsende oder verwilderte Arten) als auch hinsichtlich der besiedelten Habitatflächen.

Folgende weitere standortkundliche Parameter wurden für die Bodennutzungstypen ermittelt: Der mittlere Lichtgenuß mit Hilfe eines Luxmeters und die Bodenverdichtung mit einem Penetrometer.

Auf die Darstellung der Ergebnisse wird an dieser Stelle verzichtet, denn es ergeben sich keine weiterführenden Erkenntnisse, die nicht aus bereits vorgestellten Parametern indirekt erschlossen werden können. So stimmen die Ergebnisse der Lichtmessung in bezug auf eine Reihung der Bodennutzungstypen mit denjenigen weitgehend überein, die für die maximalen Oberflächentemperaturen vorgestellt wurden. Die ermittelte Bodenverdichtung ist in der untersuchten Meßreihe weitgehend vergleichbar mit den Ergebnissen zum volumetrischen Bodengewicht (vgl. Abb. 9.2.15 im Anhang). Je geringer das volumetrische Bodengewicht, umso geringer ist in der Regel die Bodenverdichtung. Eine Ausnahme hierzu gilt für den Sand. Trotz des höchsten volumetrischen Bodengewichts ist die Bodenverdichtung der untersuchten Sandflächen als gering einzustufen. Einer der Gründe hierfür ist in der häufigen Umlagerung und Auflockerung des Sandes durch spielende Kinder zu sehen.

Inwiefern die vorgestellten standortökologischen Ergebnisse für das Vorkommen von Pflanzenarten Bedeutung haben, soll in Kapitel 6 eingehender erläutert werden, wo die Strategien und Potentiale einiger ausgewählter Pflanzenarten und deren Vorkommen im Siedlungsraum analysiert werden.

5.3 Kennzeichnung von Bodennutzungstypen durch charakteristische Pflanzenarten

5.3.1 Methodik und wissenschaftstheoretische Vorbemerkung

Bei der Auswahl der vegetationskundlich zu bearbeitenden Flächen wurde mit besonderer Sorgfalt vorgegangen. Mehrere Kriterien waren zu beachten:

- Erstens sollte das gesamte Untersuchungsgebiet möglichst gleichmäßig durch Probeblöcke abgedeckt sein.

- Zweitens sollten möglichst alle Bebauungstypen durch Vegetationsaufnahmen repräsentiert sein (vgl. Tab. 10.1 bis 10.14 im Anhang).
- Drittens sollten von allen Bodennutzungstypen etwa zwanzig Vegetationsaufnahmen vorliegen.
- Viertens sollte innerhalb dieser vorgegebenen Stratifizierung eine randomisierte Probeblock- und Flächenauswahl gewährleistet sein.

Dieses Vorgehen steht im Gegensatz zur traditionellen pflanzensoziologischen Arbeitsweise, bei der ganz gezielt nur von bestimmten Vegetationseinheiten Aufnahmen angefertigt werden. Ausgewählt werden dabei in der Regel solche Einheiten, die der gesuchten Idealvorstellung der jeweiligen Vegetationseinheit nahekommen. Demgegenüber sollte die Vegetationskunde als wissenschaftliche Disziplin so neutral wie nur möglich versuchen, die Vegetation zu beschreiben und deren Bedingungen zu untersuchen.

Bei einer randomisierten Flächenauswahl der vegetationskundlichen Probeflächen ergibt es sich zwangsläufig, daß die häufigeren (nicht selten artenarmen) Vegetationsausprägungen der gewählten Bodennutzungstypen dominieren. Doch gerade hier ist das „alltägliche Pflanzenkleid“ in städtischer Umgebung zu finden.

In nur sehr wenigen Arbeiten wurden bislang vegetationskundliche Probeflächen in der Stadt zufällig ausgewählt (z.B. bei STÖHR 1985 und GÖDDE 1987a). Die durchschnittliche Ausstattung von Vegetationseinheiten in der freien Landschaft ist eines der Kriterien der sogenannten „Ökologischen Flächenstichprobe“, ein bundesweit erprobtes Verfahren, bei dem Siedlungen, nicht zuletzt wegen der komplizierten kleinräumigen Gliederung, bewußt ausgelassen werden (vgl. BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT & al. 1998, KERNER 1998 und DRÖSCHMEISTER 2001).

Mit jedem Untersuchungsverfahren werden bestimmte Fragestellungen verfolgt. So geht es in diesem Kapitel um die durchschnittliche vegetationskundliche Ausstattung der Bodennutzungstypen. Sobald jedoch eine Fragestellung vorliegt, werden aus der

unendlichen Mannigfaltigkeit der Wirklichkeit Ausschnitte abstrahiert. Damit kann eine Untersuchung zwar objektiv – im Sinne einer intersubjektiven Nachvollziehbarkeit – sein, nicht jedoch objektiv im Sinne einer Wahrheit, die die Wissenschaft zu Tage bringt. Auch durch die Auswahl von noch so ausgeklügelten statistischen Probenahmekonzepten werden Strukturen vorgegeben, die die Wirklichkeit nur abbilden. Dabei differieren die Ergebnisse je nach gewähltem Konzept.

Ein konkretes Beispiel hierzu ist die Skalenabhängigkeit der Musterbildung hinsichtlich des Vorkommens von Pflanzenarten (vgl. WERNER 1996). Diese wissenschaftstheoretische Seitenbemerkung sei an all jene gerichtet, die bei der Beliebtheit statistischer und randomisierter Verfahren und bei der Beliebtheit der Modellierung in der Ökologie glauben, daß nur ihr Verfahren der Wirklichkeit entspreche. Der Fehler liegt darin, zu glauben, daß die Ergebnisse der Wirklichkeit entsprechen, anstatt anzuerkennen, daß Wirklichkeit nur abgebildet wird (zur Kritik bzw. Relativierung statistischer Verfahren sowie zur Relativierung von Modellen vgl. z.B. BÖHMER 1999 und BOESTEN 2000).[1] Im übrigen ist dies im Kreise von Wissenschaftstheoretikern alles andere als eine neue Erkenntnis. Ganz bewußt wird daher im folgenden die durchschnittliche Ausprägung städtischer Flächen fokussiert.

5.3.1.1 Auswahl der Probeblöcke

Die Auswahl der Probeblöcke orientiert sich, ebenso wie die Erstellung der Flächenbilanz (vgl. Kap. 3), an den statistischen Einheiten der Baublöcke und der Stadtbezirke innerhalb der Kernstadt Stuttgart. Die Lage der Stadtbezirke ist aus Abb. 3.1 ersicht-

[1] Simulationsergebnisse unterschiedlicher Modellierer in einem Test von BOESTEN (2000, S. 134) ergeben, daß der Modellierer einen größeren Einfluß auf das Ergebnis hat als das gewählte Modell (wobei es im Beispiel darum ging, die Auswaschung von Pestiziden aufgrund von Rohdaten aus Laborstudien zu bestimmen) – und dies, obwohl allen Modellierern die gleichen Daten zur Verfügung standen. Der Grund hierfür: Die Eingangsparameter waren unterschiedlich aus den Rohdaten abgeleitet und interpretiert worden.

lich. Als Referenzkarte für die Geländebegehungen diente die Amtliche Stadtkarte (Maßstab 1: 15.000) mit der Gliederung des Stadtgebiets bis auf die Ebene von Baublöcken.
Die untersuchten Bebauungstypen entsprechen den in Kap. 3.2.2 dargestellten. Zusätzlich berücksichtigt werden einige Spielplätze, Kleingärten und Blockrandbebauungen. Da die Baublöcke nach den Vorgaben des städtischen Amtes für Statistik durch Zahlen numeriert sind, bot sich deren randomisierte Auswahl mit Hilfe von Zufallszahlen an. Auf diese Weise wurden nach Möglichkeit je Bezirk alle Bebauungstypen einmal ausgewählt. Das ergibt bei fünf Bezirken je Bebauungstyp fünf Probeblöcke. Manchmal war es aus pragmatischen Gründen erforderlich, zwei Probeblöcke eines Bebauungstyps je Bezirk zu wählen. Dies ist notwendig, weil es z.B. im Bezirk Stuttgart-Mitte keine Kleingartenanlagen gibt, dafür aber in Stuttgart-Nord mehrere.

Von den insgesamt über 90 ausgewählten Blöcken konnten aus zeitlichen Gründen nur etwa 50 Blöcke bearbeitet werden. Da diese sich auf alle Bezirke nahezu gleichmäßig verteilen, konnte das ursprüngliche Ziel, die Vegetation der Kernstadt exemplarisch zu erfassen, dennoch weitgehend erreicht werden. Die Lage und Verteilung aller Bebauungstypen ist aus Abb. 11 (im Anhang) ersichtlich. Die räumliche Zuordnung der Vegetationsaufnahmen (vgl. Tab. 10.1 bis Tab. 10.14 im Anhang) ergibt sich aus der amtlichen Nummerierung der Baublöcke.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit war es nicht möglich, alle in Stuttgart vorkommenden Bebauungs- und Bodennutzungstypen zu charakterisieren. So hätten z.B. die Sportrasenflächen einer gesonderten Betrachtung bedurft, in Abwandlung der durchschnittlichen Scherrasenflächen, ebenso wie die Rasenflächen entlang von Mittelstreifen zwischen Straßen. Ebenfalls unberücksichtigt bleiben die Vegetation von Sukzessionsflächen auf Brachen (vgl. hierzu KOHLER & SUKOPP 1964, KOWARIK 1986, REIDL 1992 und SÄNGER 2000), Dachbegrünungsflächen, Vegetation in Fließ- und

Stillgewässern sowie Gewässerrandstreifen- und Weinbergsvegetation. Brachflächen und Weinberge wurden lediglich bodenkundlich untersucht. In Anlehnung an die Kartierung der Bebauungstypen und deren prozentuale Flächendeckung im Untersuchungsgebiet läßt sich grob abschätzen, daß zwischen 5% und 10% der Gesamtfläche somit vegetationskundlich nicht repräsentativ erfaßt sind, d.h. durch die ausgewählten Bodennutzungstypen nicht abgedeckt werden. Der größte Anteil dieses Areals betrifft die Gewässer mit etwa 3% Flächenanteil, gefolgt von Brachflächen und Weinbergen, die in Abb. 5.3 unter der Kategorie „Sonstiges“ zusammengefaßt sind.

5.3.1.2 Auswahl der Bodennutzungstypen in den Probeblöcken

In den ausgewählten Baublöcken wurden die folgenden Bodennutzungstypen hinsichtlich der vorkommenden spontanen und subspontanen Pflanzenarten vegetationskundlich untersucht:
Schotter und Grus, Pflasterritzen, Bitumenschäden, seitliche Mauerfugen, Kieselstein, Sand, Gebäudesaum und Mauerfuß, Beet, (Blumen-)Kübel, Rindenmulch, Rasengitterstein, Rasen, Rasen unter Baum, Wiese, Bodendecker, Hecke und Heckenrand, Gebüsch, Gebüschrand und Wäldchen.
Im folgenden wird davon Abstand genommen, Kieselsteinflächen entlang von Hauswänden sowie Vegetation auf Schadstellen im Asphalt gesondert darzustellen, weil erstere den Mauerfüßen zu sehr ähneln und letztere der Pflasterritzenvegetation. Auch die Untersuchung der Sandflächen (in Stuttgart zumeist innerhalb von Spielplätzen gelegen) erbrachte keine Hinweise auf hierfür spezifische spontane Pflanzenarten. Eine detaillierte Erläuterung und Definition der einzelnen Bodennutzungstypen erfolgt in Kapitel 5.3.2.

Die quantitativ bedeutsamsten von spontaner und subspontaner Vegetation besiedelten Flächentypen lassen sich unter den genannten Rubriken subsumieren.

Einige der genannten Bodennutzungstypen treten allerdings innerhalb eines Baublocks mehrfach auf, so daß erneut eine zufallsbedingte Auswahl getroffen werden mußte.

Hierzu wurden zunächst von jedem Probeblock auf der Basis der Amtlichen Stadtkarte mit dem Kopiergerät vergrößerte Fotokopien angefertigt. Auf der Grundlage eines Karopapiers ließ sich ein mit lateinischen Zahlen in x- und y-Richtung durchnumeriertes Raster erzeugen, welches, auf Klarsichtfolie beschriftet, beliebig über dem vergrößerten Kartenabschnitt plaziert wurde. Unter Zuhilfenahme von Zufallszahlen erfolgte die Auswahl von x- und y-Koordinaten, so daß jeweils ein Punkt innerhalb der Probeblöcke erzeugt und durch Nadeleinstich auf der vergrößerten Karte fixiert werden konnte. Im Anschluß wurde im Gelände der markierte Punkt so exakt wie möglich aufgesucht und danach der jeweils nächstgelegene der oben genannten Bodennutzungstypen geortet. Zur Orientierung über die Abstände auf der Karte und im Gelände diente eine Klarsichtfolie mit konzentrischen Kreisen. Im Anschluß wurden Vegetationsaufnahmen der randomisiert ausgewählten Bodennutzungstypen angefertigt, auch dann, wenn die entsprechenden Nutzungseinheiten artenarm waren.

Die angefertigten Vegetationsaufnahmen (Tab. 10.1 bis 10.14) sind wegen der besseren Übersichtlichkeit tabellarisch getrennt nach Bodennutzungstypen dargestellt. In einigen Fällen, bei Bodennutzungstypen für die die Anzahl der eigenen Aufnahmen nicht ausreichte, wurden ergänzend Vegetationsaufnahmen aus der Diplomarbeit von DINIES (1998) herangezogen sowie Vegetationsaufnahmen, die im Rahmen des bereits in Kap. 4.2.2 erwähnten Projekts („Boden- und Flächenressourcen-Management in Ballungsräumen – Entwicklung von Bewertungsrahmen zur Beurteilung der ökosystemaren Potentiale verschiedener Nutzungs- und Strukturtypen im urbanen Bereich“) angefertigt wurden. Dies betrifft etwa 5% aller Aufnahmen. Sie sind in den Tabellen (Tab. 10.1 bis 10.14) durch „D“ (für Dinies) bzw. durch „P“ (für Projekt) gekennzeichnet.

5.3.1.3 Erläuterungen zur Flächengröße der Vegetationsaufnahmen und zum Verständnis der Stetigkeitstabelle (Tab. 5.3)

Hinsichtlich der Flächengröße bei den durchgeführten Vegetationsaufnahmen, auf die sich die Stetigkeitsangaben in Tab. 5.3 beziehen, erfolgte eine Orientierung an vegetationskundlichen Standards (vgl. z.B. PFADENHAUER 1993, S. 84). Die durchschnittlichen Flächengrößen je Bodennutzungstyp sind in Tab. 5.3 angegeben.

Ohne Bezug zur Flächengröße sind Stetigkeitsangaben nahezu wertlos. Z.B. wird *Cymbalaria muralis* bei einer Analyse einiger alter Stadtzentren in Europa fast durchgängig in Stetigkeitsstufe V eingruppiert (vgl. BRANDES 1995b), während in der Stuttgarter Untersuchung, die sich nicht wie bei BRANDES (1995b) auf quadratkilometergroße Gebiete, sondern auf kleinflächige Einzelmauern bezieht (wo sich die Vorkommen des Mauerzimbelkrauts konzentrieren), nicht einmal Stetigkeitsstufe II erreicht wird. Durch die von der gängigen Praxis abweichende, zufällige Auswahl der Probeflächen, ergeben sich allerdings bei einigen Bodennutzungstypen Abweichungen hinsichtlich der Probeflächengröße. So beträgt diese etwa bei Pflasterritzen anstatt maximal 5m², wie normalerweise üblich, 30m². Bei einer Vegetationsaufnahme sollen die charakteristischen Arten eines Standortes unter Berücksichtigung des „Minimum-Areal-Prinzips“ (vgl. WEZEL & BÖCKER 1997) erfaßt werden. Hat man die Möglichkeit, wie bei herkömmlichen Vegetationsaufnahmen, sich charakteristische Vegetationsbestände sozusagen ungezwungen im Gelände auszusuchen, so findet man die charakteristischen Arten der Pflasterritzenvegetation auf kleinster Fläche. Bei zufallsbedingter Probeflächenauswahl trifft das zumeist nicht zu und das „Minimumarealprinzip“ zwingt hier zu einer relativ großen Probefläche.

Die Vegetationsaufnahmen umfassen bei Gebüschen, Gebüsch- und Heckenrändern, Bodendeckern, Rindenmulchflächen, Beeten, Rasen unter Baum, Rasen, Rasengittersteine, Mauerfugen und Mauerfuß/Gebäudesaum von der Fläche her in den meisten Fällen eine komplette, räumlich im Gelände abgrenzbare Bodennutzungseinheit. Dieses Vorgehen ist mit dem von ASMUS (1992) für Bodendecker praktizierten ver-

gleichbar. Bei Wäldchen, Wiesen, Rasen, Pflasterritzen und Schotter-/Grusflächen mußten öfters zufällig ausgewählte Teilareale im Gelände abgegrenzt werden, da das Minimumareal überschritten wurde. Die Flächen von Blumenkübeln unterschreiten das Minimumareal und wurden zusammengefaßt, sofern sie sich in räumlicher Nähe zueinander und ähnlicher Exposition befinden sowie dem Anschein nach ähnlicher Behandlung unterliegen. Ein solches Vorgehen sollte bei Vegetationsaufnahmen die Ausnahme bleiben, da man nie völlig sicher sein kann, ob die zusammengefaßten Flächen tatsächlich den standörtlichen Homogenitätskriterien genügen. Wahrscheinlicher ist, daß die kleinflächig gleichartig ausgebildeten Vegetationseinheiten in Städten ihre Zusammensetzung gleichartigen historischen und pflegebedingten Konstellationen verdanken und über die sonstigen standörtlichen Gegebenheiten nur bedingt Aufschluß geben können (vgl. HARD 1989). Weil die Zusammensetzung der Vegetationseinheiten – besonders in Städten – sich mit der Zeit immer wieder ändert, ist es nahezu unmöglich, dauerhaft unveränderte Vegetationseinheiten zu benennen. Ein Beispiel hierfür ist der Wechsel des pflanzensoziologischen Schwerpunktes von *Malva neglecta* (vgl. WITTIG 2001). Doch auch in der traditionellen Kulturlandschaft entstehen ständig und fließend neue Artenverbindungen, während andere verschwinden oder untergehen (vgl. KOPECKÝ & HEJNÝ 1978 und OTTE 1984).

Die in Tab. 5.3 erzielten Stetigkeiten sind im Vergleich mit traditionellen Vegetationsaufnahmen geringer, weil die Flächen zufällig ausgewählt wurden. Wird eine Pflanzengesellschaft im Hinblick auf eine oder wenige Charakterarten gezielt im Gelände gesucht und werden die Tabellen entsprechend zweckgerichtet zusammengestellt, so ist es nicht verwunderlich, wenn die Charakterart(en) mit der Stetigkeit V in den zugehörigen Auswertungstabellen auftaucht (bzw. auftauchen) (siehe z.B. SCHARF & LÖSCH 1998). Ohne den beschreibenden Wert solcher Arbeiten zu unterschätzen, ist doch deren prognostischer Wert in städtischen Arealen unbefriedigend, auch im Hinblick auf die begleitenden Arten (besonders dort, wo Neophyten überwiegen). Dies führt dazu, daß selbst pflanzensoziologisch orientierte Vegetationskundler in Städten

sogenannte Sigma-Gesellschaften ausscheiden (KOHL 1986, WILMANNS 1990, WITTKAMP & DEIL 1996), deren Bezeichnung denen der obigen Bodennutzungstypen ähnlich ist (zur Kritik dieses Ansatzes vgl. KUNICK 1983 und SUKOPP & al. 1980).

Zusammenfassend sind die Stetigkeitsangaben in Tabelle 5.3 anders zu betrachten als bei herkömmlichen Vegetationsaufnahmen. Es lassen sich daraus vielmehr Prognosen über die derzeitige durchschnittliche Ausstattung von Bodennutzungstypen mit häufigen Pflanzenarten ableiten. Taucht z.B. *Plantago major* mit der Stetigkeit III unter der Rubrik Rasengitterstein auf, so bedeutet das, daß er in 40% bis 60% aller zufällig ausgewählten Rasengitterstein-Probeflächen auftrat und mit einer Wahrscheinlichkeit zwischen 0,4 und 0,6 auch in anderen Rasengittersteinflächen des Untersuchungsgebiets zu finden ist. Das gewählte Verfahren orientiert sich dabei außer am „Prinzip des Minimumareals“ aus der traditionellen Vegetationskunde am „Habitat Suitability Index“. Im Rahmen der damit verknüpften Methodik kann man ebenfalls zu Wahrscheinlichkeitsaussagen über das Vorkommen von Arten gelangen (HOVESTADT & al. 1994).

Die Überprüfbarkeit der Gültigkeit der Angaben in Tabelle 5.3 ist aufgrund des gewählten Stichprobenverfahrens und der Stratifizierung nicht an die gewählten Probeblöcke und Probeflächen gebunden. Innerhalb der gesamten Stuttgarter Kernstadt sollten sich bei einer Zufallsauswahl der Flächen die Ergebnisse weitgehend reproduzieren lassen.

Bei Vergleichen mit Städten in ganz Deutschland ergeben sich neben vielen Übereinstimmungen einige großräumig-standortbedingte Abweichungen. Auf einige Beispiele hierzu wird in Kap. 5.3.2 eingegangen.

5.3.1.4 Entwicklung eines „kombinierten Verfahrens“ zur Vegetationsaufnahme in Anlehnung an bestehende Skalen

Für die Vegetationsaufnahme wurde ein System verwendet, das sich eng an der Londo-Skala (LONDO 1976) orientiert, jedoch im Deckungsbereich unterhalb von 5% in der Benennung davon abweicht. Zudem wird als Symbol das aus der Braun-Blanquet-Skala bekannte „r“ verwendet, jedoch ohne die dortige inhaltliche Verknüpfung mit der Abundanz, lediglich auf die Deckung bezogen. Um zu prüfen, ob die Untergliederung praktikabel ist, wurden Schablonen zur Deckung hergestellt (siehe Abb. 9.3 im Anhang) und hiervon Deckungsberechnungen durchgeführt. Beides konnte im Gelände erprobt werden, wobei sich zeigt, daß besonders in Beeten oder für Pflasterritzenflächen eine weitere Unterteilung unterhalb 1% Deckung möglich und für einige Pflanzenarten auch sinnvoll ist. Dies trifft zum Beispiel für die Erfassung der zeitlich-räumlichen Entwicklung der Deckung von *Sedum album* und *Sedum acre* auf vielen Flächen zu.

Die verwendete Methodik zur Vegetationsaufnahme, deren Deckungsprozentspannen, Mittelwerte und die Zuordnung zu den Skalen nach LONDO (1976), PFADENHAUER (1993) und BRAUN-BLANQUET (1964), ist in Tab. 5.2 dargestellt.
Folgende Überlegungen haben zur Veränderung geläufiger Verfahren der Deckungsschätzung geführt:

- Die Skala von LONDO (1976) ist exakter als die von BRAUN-BLANQUET (1964) und PFADENHAUER (1993), ohne sogenannte „Scheingenauigkeiten“ zu erzeugen. Weiterhin ist sie hinsichtlich ihrer Aufteilung schlüssiger als die Skala von SCHMIDT (1974) (vgl. PFADENHAUER 1993, S. 104).
- Im Bereich unterhalb von 5% Deckung der Pflanzenarten je Aufnahmefläche ist es in Anlehnung an PFADENHAUER (1993) möglich, feiner zu differenzieren. Die Benennung der Stufen nach LONDO (1976) unterhalb von 5% Deckung ist zwar

- logisch nachvollziehbar, aber zu umständlich und ungewohnt für jeden, der zunächst mit der Skala nach BRAUN-BLANQUET (1964) gearbeitet hat.
- Die feinere Differenzierung der unteren Deckungsbereiche ist notwendig, weil viele Pflanzenarten, bedingt durch ihre Lebens- und Erscheinungsform, prinzipiell nur geringe Deckungsprozente erreichen. Die meisten Pflanzenarten von Vegetationsaufnahmen innerhalb von Siedlungen erreichen Deckungen unterhalb von 5%.
- Vegetationsveränderungen in bezug auf graduelle Standortunterschiede äußern sich oft nicht im völligen Verschwinden von Pflanzenarten, sondern in Veränderungen von deren Häufigkeit und Deckungsprozenten.

Überträgt man dies auf Pflanzenarten, die ohnehin zumeist niedrige Deckungsprozente erreichen, so ist eine feinere Differenzierung angeraten. Dies gilt insbesondere bei einer zufallsbedingten Auswahl von Bodennutzungstypen in Siedlungen, da hier artenarme und hinsichtlich der Deckung von Pflanzenarten gering einzustufende Anteile spontaner und subspontaner Vegetation keine Seltenheit sind (ohne das wichtige Kriterium der Homogenität bei Vegetationsaufnahmen zu verletzen). Dennoch sollte eine Kompatibilität zu geläufigen Verfahren der Deckungsschätzung gegeben sein, um die Vergleichbarkeit mit anderen Vegetationsaufnahmen zu gewährleisten. Auch aus diesem Grund ist die Zuordnung der unterschiedlichen Skalen zu Deckungsprozentangaben in Tab. 5.2 dargestellt.

Tab. 5.2: Vergleich der Skala zur Vegetationsaufnahme mit anderen Verfahren der Deckungsschätzung

Verwendete Skala	Deckung (%) Spanne	Mittelwert (%)	Entspricht n. LONDO (1976)	Entspricht n. PFADENH. (1993)	Entspricht nach BR.-BL. (1964)
r	< 0,1	~ 0,05	0,1	+	r
+	0,1-1	~ 0,5	0,1	+	+
a	1-3	2	0,2	1a	1
b	3-5	4	0,4	1b	1
1	5-15	10	1	2a	2
2	15-25	20	2	2b	2
3	25-35	30	3	3	3
4	35-45	40	4	3	3
5	45-55	50	5	3 bzw. 4	3 bzw. 4
6	55-65	60	6	4	4
7	65-75	70	7	4	4
8	75-85	80	8	5	5
9	85-95	90	9	5	5
10	95-100	~ 100	10	5	5

5.3.2 Ergebnisse

In Tabelle 5.3 sind 40 Pflanzenarten hinsichtlich ihres Vorkommens in einigen Bodennutzungstypen aufgelistet. Dabei geben die römischen Ziffern die Stetigkeit in der gebräuchlichen Skala von I bis V wider (vgl. PFADENHAUER 1993). Lediglich die Stufe I (Vorkommen der Art in bis zu 20% der Probeflächen) wurde in Tab. 5.3 nicht berücksichtigt. Einerseits würde die Tabelle hierdurch unübersichtlicher und andererseits erhielten ansonsten für Bodennutzungstypen nicht charakteristische Pflanzenarten, die jedoch an einer Stelle aufgrund einer untypischen Faktorenkombination vorkommen, einen unverhältnismäßig hohen Stellenwert. Eine einzelne Pflanze reicht zur Einstufung der Art in Stetigkeitsstufe I aus.

Dieses Vorgehen empfiehlt sich nicht bei selten vorkommenden Pflanzenarten, weil in diesem Fall oft eine geringe Stetigkeit dennoch eine enge Bindung an einen Bodennutzungstyp anzeigen kann. Beispiele dazu werden in Kapitel 6 aufgegriffen, während im folgenden die Charakterisierung der Bodennutzungstypen durch häufige Pflanzenarten erfolgt. Bei der Einordnung einer Art in Stufe II (Vorkommen der Art in 21% bis zu 40% der Probeflächen) wurde die Zahl II in Tab. 5.3 lediglich grau dargestellt.

Unter Berücksichtigung der in Tab. 5.2 erläuterten Skala ist außer der Stetigkeit die mittlere Deckung der Arten durch unterschiedliche Graustufen (als Hintergrundfarbe der Tabellenzellen) dargestellt, die am Tabellenende erklärt sind. Dabei gilt: Je dunkler das markierte Feld, umso höher die Deckung. Wenngleich teilweise höhere mittlere Deckungen als Stufe 2 erreicht werden (z.B. bei *Lolium perenne* in Rasen), endet die Abstufung der Grautöne aus darstellungstechnischen Gründen an dieser Stelle. Für die beiden höchsten Deckungsstufen sind die römischen Ziffern wegen der besseren Lesbarkeit in Weiß gehalten.

Die **Wäldchen** im Bereich der Kernstadt zeichnen sich durch eine hohe Stetigkeit und Deckung des Efeus aus. Als Gehölzarten sind weiterhin *Acer platanoides, Acer pseudoplatanus, Crataegus monogyna, Ligustrum vulgare, Fraxinus excelsior, Cornus sanguinea, Rubus fruticosus* agg., *Taxus baccata* und *Sambucus nigra* häufig. Von den krautigen Arten zeigen *Geum urbanum, Alliaria petiolata, Primula veris* und *Poa nemoralis* eine mittlere Stetigkeit. Hinsichtlich der soziologisch-ökologischen Gruppenzugehörigkeit nach KUNICK (1974) dominieren erwartungsgemäß die Arten der nährstoffliebenden Laubwälder und Gebüschgesellschaften, gefolgt von Arten der stickstoffbeeinflußten Gebüsch- und Saumgesellschaften. Bezüglich der Lebensformen nach RAUNKIAER (1918) spielen die Phanerophyten, die holzigen Chamaephyten und die Hemikryptophyten eine wichtige Rolle.

Tab. 5.3: Stetigkeit und mittlere Deckung ausgewählter Pflanzenarten in ihrer Verteilung auf Bodennutzungstypen (Probeflächenanzahl: n=261)

	Wäldchen	Gebüsch	Hecken-/Gebüschrand	Bodendecker	Rindenmulch	Beet	Blumenkübel	Wiese	Rasen unter Baum	Rasen	Rasengitterstein	Pflasterritzen	Mauerfuß	Schotter/Grus
Hedera helix	V	V	IV											
Acer platanoides	IV	IV	II											II
Acer pseudoplatanus	IV	III	II											II
Taxus baccata	III	IV	II											
Acer campestre	III	V	IV											II
Mahonia aquifolium	III	V	III											
Geum urbanum	IV	IV	IV						III	III	III			III
Alliaria petiolata	III	II	II											
Urtica dioica			II					II						
Agropyron repens				III	III			II	II	II				
Convolvulus arvensis				II	II			III						
Chenopodium album				II										III
Cirsium arvense				II	III			III						
Euphorbia peplus					II	III					II			
Senecio vulgaris					II	II					II			IV
Stellaria media						IV	IV		III				II	II
Galinsoga ciliata							II							II
Arrhenatherum elatius								IV						
Trifolium pratense								V						
Dactylis glomerata								IV	III	III	II			
Rumex obtusifolius					II			IV		II				
Galium mollugo								IV						
Lolium perenne								III	V	V	III			
Trifolium repens								III	III	V	II			
Bellis perennis									III	IV				
Prunella vulgaris								II	III	IV	II			
Ranunculus repens								II		IV	II			
Festuca rubra agg.								III		II	IV			II
Poa annua				II		II			II	III	IV	V	II	II
Polygonum aviculare agg.									IV	III	IV	IV		II
Plantago major								II	IV	IV	V	V	II	
Achillea millefolium agg.								IV		II	II			
Crepis capillaris								II			II			
Sonchus oleraceus				II		III	II				III		III	III
Geranium robertianum														III
Daucus carota								II						II
Lactuca serriola														III
Chaenorrhinum minus														II
Clematis vitalba	II	II	II	III										IV
Taraxacum officinale agg.		III	IV	IV	V	V	II	IV	V	V	V	IV	V	IV
Durchschnittl. Flächengr.	200	70	15	35	70	25	3	50	35	50	25	30	2	250
Anzahl der Probeflächen	20	13	20	21	5	20	20	20	20	21	20	20	21	20

Skala	r	+	a	b	1	2
Deckung	<0,1	<1	1–3	3–5	5–15	15–25–(55)
Graustufe						

Der Außensaum der Wäldchen wurde nicht vegetationskundlich untersucht. Besonders hier erfolgt über die Ablagerungen von Gartenabfällen der Eintrag weiterer Pflanzenarten (z.B. von *Lamium argentatum*). So konnte ASMUS (1981) an den Waldrändern um Erlangen 70 verschiedene Gartengehölze feststellen, wobei die meisten nicht in der Lage sind, in die Wälder selbst einzudringen. Mit der Entfernung zum Waldaußensaum nimmt der Anteil der diffusen Strahlung exponentiell ab (vgl. KAZDA & al. 1998) und bleibt bei etwa 25m Abstand relativ konstant. Limitierungen hinsichtlich des Lichtgenusses können als entscheidende Ursache für die mangelnde Ausbreitung vieler Gartenflüchtlinge ins Waldinnere gelten. So bleibt z.B. die sich in Stuttgart ausbreitende Gehölzart *Prunus laurocerasus* in Wäldchen zumeist steril, während sie im Freiland blühend und fruchtend beobachtet werden kann (vgl. MEDUNA & al. 1999). In Stuttgart beobachtete BÖCKER (2001, mdl. Mitt.) die Lorbeerkirsche im Wald blühend.

Vom Waldesinnern zum Waldrand hin erhöht sich die Deckung und die Stetigkeit von Saumarten wie *Alliaria petiolata* oder *Geum urbanum* (vgl. BOHNSACK 1999, S. 44).

Weil die Wäldchen in städtischen Siedlungen im Durchschnitt selten größer als ein Hektar sind (vgl. auch KREFT 1994, S. 107), ist ein höher Grenzlinieneffekt zu den benachbarten Gärten der Wohnbebauung festzustellen, der sich nicht zuletzt durch endozoochoren Diasporenzustrom äußert. Hierdurch können Arten wie *Hedera helix*[2], *Prunus laurocerasus, Mahonia aquifolium, Symphoricarpos albus* und *Ligustrum vulgare* in die Wäldchen gelangen, indem deren Früchte von Vögeln verzehrt werden (vgl. KOLLMANN 1994).

Anemochor können die oben genannten Ahorn-Arten aus benachbarten Arealen zufliegen, sofern sie nicht in den Wäldchen selbst gepflanzt wurden. Spitzahorn und Bergahorn gehören zu den am häufigsten in Städten angepflanzten und sich spontan

[2] Bei der Aufnahme von *Hedera helix* wurden keine gärtnerischen Züchtungsformen unterschieden. Allerdings ist zu vermuten, daß einige Züchtungsformen, z.B. die in Gärten gebräuchliche *Hedera helix* 'Hibernica', unter dem Artnamen *Hedera helix* kartiert wurden. Vergleichbares gilt z.B. für *Prunus laurocerasus* und *Taxus baccata*.

verjüngenden Baumarten (vgl. BREUSTE & WINKLER 1999, KUNICK 1985, RINGENBERG 1995a, RINGENBERG 1995b, WINKLER 1996) und deren Diasporen können über relativ weite Distanzen hinweg (bis zu einigen hundert Metern) transportiert werden (SACHSE 1989).

FISCHER (1979) beobachtet auf Rohböden im Kaiserstuhl nur dann mengenmäßig bedeutsame Einwanderung von Pflanzenarten aus benachbarten Pflanzengemeinschaften, wenn die Distanzen zu diesen nicht mehr als 30 bis 50 Meter betragen, abgesehen von einigen wind- und tierverbreiteten Arten. Weiterhin können nicht nur Efeu und Eibe, sondern auch der Bergahorn schon bei geringen Lichtintensitäten (vergleichbar mit *Fagus sylvatica*) eine positive Nettophotosyntheseleistung erbringen (vgl. KAZDA & al. 1998). In Relation zur Traubeneiche und zur Buche weist der Bergahorn als Jungpflanze sogar bei niedrigstem Lichtkompensationspunkt die höchste Photosyntheserate auf und reagiert auf zusätzliche Lichtzufuhr am flexibelsten.

Im Bestandesinnern der Wäldchen liegt die Lichtintensität nicht selten unterhalb von 50µmol Photonen m^2s^{-1}.

Die Etablierung vieler Pflanzenarten in Wäldchen scheitert deshalb, weil deren Lichtkompensationspunkt nicht erreicht wird.

Bei der Fähigkeit, in Wäldchen nicht nur zu keimen, sondern sich dauerhaft zu etablieren, kann der in Relation zu Wäldern im Außenbereich relativ erhöhte Nährstoffgehalt der Böden eine Rolle spielen (vgl. Kap. 5.1.2). Es ist bekannt, daß aus physiologischen Gründen die Ansiedlung von *Acer pseudoplatanus* auf sauren Böden mit Basensättigungen unterhalb von 30% auf Grund von Kalzium- und Magnesiummangel fehlschlägt (vgl. WEBER 1999). Bei der Florenkartierung von SCHULTE & VOGGENREITER (2000) wird aus den Verbreitungskarten von *Acer campestre, Acer platanoides und Hedera helix* eine Intoleranz gegenüber nährstoffarmen und bodensauren Wäldern bzw. Forsten deutlich (zur Unterscheidung von Wäldern und Forsten in Städten vgl. KOWARIK 1995). Bei Vegetationsaufnahmen in Münchener Wäldchen stellt PASSARGE (1990) nach ca. 30 Jahren bei wiederholten Vegetationsaufnahmen eine Zunahme der Stetigkeit des Efeus von 9% (1969) auf 67% (1989) fest. *Hedera helix*

werde nach Osten zunehmend zur Schwerpunktart der Ahorn-Parkwälder bei Mengen um 2–4 (PASSARGE 1990, S. 256). Als kennzeichnende Arten der Ahorn-Parkwälder nennt er unter anderem *Aesculus hippocastanum, Philadelphus coronarius, Ribes alpinum, Symphoricarpos albus* und *Syringa vulgaris* und betont die Eigenständigkeit dieses Vegetationstyps im Vergleich mit verwandten Waldgesellschaften Bayerns.
In einem Wäldchen auf der Stuttgarter Karlshöhe ist vielfach nicht mehr zu unterscheiden, ob es sich bei den Sträuchern von Pfeifenstrauch, Alpen-Johannisbeere, Weißer Schneebeere und Gewöhnlichem Flieder um angepflanzte Exemplare oder verwilderte handelt.

Aus den genannten Befunden ergibt sich eine Förderung der genannten Arten in Wäldchen des Siedlungsbereichs, einerseits aus populationsbiologischen Gründen und andererseits durch anthropogene Beeinflussung des Bodenchemismus.

Die Entstehungsgeschichte von Wäldchen kann sehr unterschiedlich sein: Es können Reste von sogenannten historisch alten Wäldern (vgl. HERMY & al.), z.B. auf Friedhöfen oder in Parks, erhalten sein oder als Auwälder fingerartig in den Siedlungsbereich hineingreifen, so wie z.B. in Leipzig die Partheaue (vgl. WILMANNS 1990, S. 52). Häufiger sind allerdings in Stuttgart Sekundär- und Tertiärwälder nach KOWARIK (1995): Gehölzsukzessionen, teilweise auch Anpflanzungen an für Bauvorhaben ungünstigen Steillagen oder Wäldchen auf Grundstücken, deren Häuser im Zweiten Weltkrieg zerbombt wurden, wie z.B. stellenweise auf der Karlshöhe. Im Stuttgarter Untersuchungsgebiet sind keine Auwaldreste entlang des Neckars erhalten, der, teilweise als Hafen ausgebaut, eher einem „Industriekanal“ gleicht.
Aus der Sicht des Naturschutzes wertvolle Pflanzenarten sind prinzipiell in historischen Wäldern eher anzutreffen als in Sekundärwäldern. Dies gilt allerdings nicht in jedem Fall für halboffene, parkartige Wäldchen auf Trümmerschutt.

Interessant ist, daß „Waldarten“ wie *Carex sylvatica* (vgl. MÜLLER & WALDERT 1998, S. 158 oder SCHULTE & VOGGENREITER 2000, S. 115) oder *Mercurialis perennis* vom Wald in den Siedlungsbereich hinein vordringen bzw. dort persistieren können. So findet man z.B. *Carex sylvatica* noch im Waldbereich des Bad Cannstatter Kurparks und *Mercurialis perennis* nahe der Karlshöhe in beschatteten Lagen der Blockbebauung. In Hamburg wächst *Vaccinium myrtillus* als Relikt in Wohngebieten, die in Kiefernforste hineingebaut wurden (RINGENBERG 1995a).

In umgekehrter Richtung dringen Eiben aus den Gärten der Wohnbebauung in angrenzende Wälder ein, wie z.B entlang des Kräherwaldes in Stuttgart. SEIDLING (1995) untersucht in Berlin die Ausbreitung von *Taxus baccata* in den Grunewald hinein. Im Erzgebirgsvorland dringt der Spitzahorn ausgehend von Park- und Straßenpflanzungen in naturnahe Hangwälder ein (KOSMALE 1981, S. 449).

Vergleicht man die durchschnittliche standortökologische Ausprägung von Wäldchen mit denen von **Gebüschen**, so lassen sich keine gravierenden Unterschiede erkennen. Das betrifft sowohl die Bodenparameter (siehe Tab. 5.1.2), als auch die durchschnittlichen Maximumtemperaturen (siehe Abb. 5.3). Letztere sind in Gebüschen etwas höher (um 1°C bis 2°C), weil das Innenklima der Gebüsche nicht so stark gegen die Temperatureinflüsse der zumeist wärmeren Umgebung abgeschirmt ist. Diese geringfügigen Unterschiede dürften pflanzenökologisch wenig relevant sein.

Ebenfalls bestehen deutliche Übereinstimmungen zwischen den in Wäldchen und Gebüschen vorkommenden Pflanzenarten hinsichtlich der Präsenz. Unterschiede machen sich hinsichtlich der Stetigkeit einiger Arten wie *Taxus baccata, Acer campestre* und *Mahonia aquifolium* bemerkbar. Als Erklärung hierfür kommen populationsdynamische Gründe in Frage. Unter Verwendung einer Methode nach KOWARIK (1983) unterscheidet RINGENBERG (1995b) die Verjüngungs- und die Ausbreitungstendenz von Gehölzarten in Hamburg. Während z.B. *Taxus baccata* und *Mahonia aquifolium* eine starke Verjüngungs- aber nur eine schwache Ausbreitungstendenz

aufweisen, haben *Salix caprea*, *Sambucus nigra* und *Prunus padus* sowohl eine starke Verjüngungs- als auch eine starke Ausbreitungstendenz.

Macht man sich klar, daß *Taxus baccata* und *Mahonia aquifolium* zu den am häufigsten gepflanzten Gehölzen in Stuttgart gehören (siehe KUNICK 1985) und daß sich die meisten Gebüsche im Siedlungsbereich unweit der Gärten und Parks befinden, in denen die genannten Arten gepflanzt werden, so wird verständlich, warum *Taxus baccata* in Gebüschen häufig auftritt bzw. *Mahonia aquifolium* an Gebüschrändern und in Hecken.

Nicht nur das ökologische Potential der Arten, sondern auch deren Ausbreitungsdynamik in Relation zur Lage der Bodennutzungstypen muß zur Erklärung der Beobachtungen herangezogen werden.

Berg- und Spitzahorn haben offensichtlich eine stärkere Ausbreitungstendenz als *Acer campestre*. *Acer platanoides* hat gegenüber *Acer pseudoplatanus* die in Städten als Vorteil anzusehende Eigenschaft, gegenüber zeitweiliger Trockenheit etwas unempfindlicher zu sein. Der Feldahorn kann bei trockenen und mäßig trockenen Bodenverhältnissen im basischen Bereich wachsen, während in frischem Boden auch etwas saurere Bedingungen toleriert werden (DAHMEN 2000). An viele städtische Bodenbedingungen darf er daher als gut angepaßt gelten.

Gebüsche findet man in den meisten Bebauungstypen, innerhalb der Wohnbebauung zumeist nahe der Grundstücksgrenzen. Lediglich in Neubaugebieten sind sie noch wenig ausgeprägt. Am bedeutsamsten hinsichtlich der Fläche erscheinen Gebüsche in weniger gepflegter Villenbebauung, Blockrandbebauung sowie in älteren Parkanlagen, auf Spielplätzen, Brachflächen mittleren Alters und Friedhöfen. Am Aufbau sind zumeist sowohl Höhen zwischen 2m und 5m erreichende Gehölze wie *Sambucus nigra, Syringa vulgaris, Philadelphus coronarius* und *Prunus spinosa*, als auch Baumarten wie *Salix caprea*, *Prunus avium* oder *Carpinus betulus* beteiligt. Teilweise können

die Gebüsche so dicht und schattig werden, daß in der Krautschicht keine Vegetation aufkommen kann. Solche Flächen wurden in der Untersuchung ausgeklammert. Besonders in Parkanlagen nahe Kinderspielplätzen finden sich im Innern älterer Gebüsche durch spielende Kinder entstandene kleine, wegen Bodenverdichtung unbewachsene, Trampelpfade.

Prinzipiell können Pflanzenarten, die aufgrund ihrer Schattentoleranz in Wäldchen gedeihen, ebenfalls in Gebüschen vorkommen. Dies wird aus Tab. 5.3 ersichtlich. Die aufrecht wachsenden holzigen Arten *Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus*, *Taxus baccata* und *Acer campestre* können sich im Saumbereich von Hecken und Gebüschen seltener auf Dauer behaupten, da sie entweder wurzelnahen Schnitt nicht vertragen oder da sie, falls nicht zufällig, so aktiv von den Anwohnern oder den ausführenden Organen der Gartenämter entfernt werden, sobald sie „zu groß" werden.

Oft findet man **Hecken,** innerhalb derer besonders Spitzahorn und Eibe bis an die äußeren Umgrenzungen mitwachsen und teilweise über die Hecke hinausragen. In Tab. 5.3 sind Hecken nicht gesondert als Bodennutzungstyp aufgeführt, da zwischen deren Arten- und Stetigkeitsspektrum und dem von Gebüschen keine bedeutsamen Unterschiede festgestellt werden konnten. Ab und zu findet man am Übergang zwischen Heckeninnerem und Saumbereich bzw. im Saumbereich verwilderte Zierpflanzen wie z.B. *Lunaria annua*. Breite Hecken können ein Gebüschen ähnliches Innenklima aufbauen. Noch öfter als bei Gebüschen sind Hecken bis zum Boden geschlossen, so daß keinerlei oder kaum spontane Vegetation in der Krautschicht aufkommen kann.
Die meisten Hecken sind nicht breiter als etwa 1,2m. Falls sich nicht unmittelbar ein anderer Bodennutzungstyp wie Rasen oder versiegelte Fläche anschließt, findet man an deren Rand eine charakteristische Saumvegetation, die wiederum der an Gebüschrändern gleicht.

Die stetigsten Pflanzenarten der **Hecken- und Gebüschränder** sind *Geum urbanum*, *Hedera helix, Acer campestre* und *Taraxacum officinale* agg. *Hedera helix* reicht aus dem Hecken- und Gebüschinnern in die Randbereiche hinein. In trockenen Abschnitten kann sich *Bromus sterilis* hinzugesellen. An offenen Bodenstellen findet sich oft *Veronica hederifolia* subsp. *sublobata* und im Kontakt zu Rasenflächen *Glechoma hederacea*. Weitere stetige Pflanzenarten im Saumbereich von Gebüschen und Hecken sind *Aegopodium podagraria, Urtica dioica, Acer platanoides, Mahonia aquifolium* und *Viola reichenbachiana*, etwas seltener die bei WITTIG (1991) für Hecken in Düsseldorf und Frankfurt als häufig eingestufte *Viola odorata*. Vergleichbare Befunde zu Heckensäumen schildern GROTHAUS & HARD (1996, S. 107). In Bad Cannstatt findet man *Solanum dulcamara* häufig in Hecken- und Gebüschsäumen sowie in Bodendeckern (DINIES 1998) – eine Beobachtung, die für das Untersuchungsgebiet der Stuttgarter Kernstadt nicht zutrifft und die in Kapitel 6 auf der artbezogenen Betrachtungsebene erklärt wird. An dieser Stelle bleibt hierzu festzuhalten, daß die Stetigkeit von Pflanzenarten innerhalb eines Bodennutzungstyps auch auf der Betrachtungsebene von Stadtvierteln und Stadtteilen variieren kann. Dies hat historische und ökologische Gründe, was noch zu zeigen ist.

Von der Betrachtung ausgenommen bleiben junge Heckenränder, weil sich dort noch keine spontanen Saumbiozönosen ansiedeln können. Die Bodenbedingungen sind insgesamt heterogen, was an den teilweise hohen Standardabweichungen der Abb. 9.2.1 bis 9.2.15 deutlich wird. Erhöht sind vielfach die N-Gehalte. Dies kann als Hinweis auf urinierende Hunde betrachtet werden.

Die meisten Pflanzenarten der Heckenränder gehören erwartungsgemäß zur soziologisch-ökologischen Artengruppe der stickstoffbeeinflußten Gebüsch- und Saumgesellschaften. Ebenfalls nennenswert vertreten sind Arten ruderal beeinflußter Hochstaudengesellschaften, Arten nährstoffliebender Laubwälder und Gebüschgesellschaften sowie, besonders im Anschluß an Rasenflächen, Arten des Grünlandes frischer bis mäßiger Standorte.

Hinsichtlich der Lebensformen dominieren Hemikryptophyten, im Gegensatz zu den Gebüschen und Wäldchen, wo holzige Chamaephyten überwiegen. Weiterhin sind in Gebüsch- und Heckensäumen nennenswert Geophyten und Nanophanerophyten vertreten. Die Angaben zu den Lebensformen berücksichtigen die prozentuale Dekkung der Arten je Bodennutzungstyp, weil hierdurch die Unterschiede deutlicher hervortreten als bei einer Betrachtung der Arten unabhängig von deren Deckung.
Wie WITTIG (1991, S. 165) betont, weicht die Artenkombination an Hecken in der freien Landschaft von der in Städten ab. Hieraus kann geschlossen werden, daß die relative Lage der Hecken in Relation zu Diasporenquellen, d.h. zu den Wuchsorten entsprechender Pflanzenarten, für die Zusammensetzung der spontanen Vegetation an Heckensäumen mit entscheidend ist. Grenzt beispielsweise eine Wiese an einen Gehölzsaum, so ist es wahrscheinlich, dort ebenfalls „Wiesenarten" wie *Heracleum sphondylium* oder *Rumex obtusifolius* anzutreffen. GRIESE (1999) beschreibt das Urtico-Aegopodietum in Wolfsburg für Hecken- und Gehölzränder. Pflanzenarten des Urtico-Aegopodietum treten ebenfalls an „ungenutzten Ecken", z.B. entlang von schattigen Hauswänden oder an Zäunen, auf (vgl. BÖCKER & al. 1998, S. 143 und S. 161).

Seltener als über städtische Saumvegetation wird über die von der Fläche her betrachtet ebenso bedeutsame **Vegetation in und entlang von Bodendeckern** berichtet (vgl. ASMUS 1992, HARD 1983, WILMANNS 1990 und WITTIG 1991). Bei den verstärkt in den 70er Jahren des vergangen Jahrhunderts in Mode gekommenen Bodendeckern handelt es sich z.B. um die Arten *Cotoneaster dammeri* 'Skogholmen', *Cotoneaster salicifolia* 'Parkteppich', *Cotoneaster divaricatus*, *Symphoricarpos* x *chenaultii*, *Lonicera pileata*, *Lonicera nitida*, *Euonymus fortunei* und *Pachysandra terminalis*, um nur einige der häufiger gepflanzten Arten zu nennen, wobei die immergrünen Gehölze dominieren (zu weiteren angepflanzten Gehölzarten der Bodendecker sowie deren Stetigkeit vgl. ASMUS 1992, KIESER 1999 und WINKLER 1996). Die zumeist relativ salztoleranten, als pflegeleicht sowie kostengünstig angesehenen und daher von den

Grünflächenämtern besonders entlang von Straßen favorisierten Bodendecker, gerieten in den 90er Jahren des vergangenen Jahrhunderts wegen ihres monotonen Erscheinungsbildes in die Kritik der Öffentlichkeit. Daher wurden sie in Stuttgart teilweise ersetzt. So schreibt z.B. HARD (1983): „*Cotoneaster dammeri* 'Skogholmen' und Konsorten sind bekanntlich seit ein bis zwei Jahrzehnten das Leib- und Magenmittel der Grünplaner für ein angeblich pflegeleichtes Weggrünen von Freiraum; seither sieht die Innenstadt von Osnabrück etwa so aus, als sei sie aus einem *Cotoneaster*-Gebüsch herausgerodet worden." Nicht selten war und ist auch im Untersuchungsgebiet zu beobachten, daß „*Cotoneaster* und Konsorten" binnen einiger Jahre von spontaner Vegetation überwuchert, und damit das Ziel einer pflegeleichten Pflanzung konterkariert wurde.

Die meisten der in Stuttgart durchgeführten Vegetationsaufnahmen beziehen sich auf die spontane Vegetation in und am Rande von Bodendeckern im Verkehrsraum, für den daher die Daten gelten. Dabei sind junge Anpflanzungen ausgenommen, die, häufig mit Rindenmulch abgedeckt, im folgenden Abschnitt besprochen werden. Ebenso ausgeschlossen sind ältere Bodendecker, die Höhen von weit über einem Meter erreichen können und deren Pflanzenmasse über dem Boden ein so „dicht geschlossenes Dach" bildet, daß keine Spontanvegetation mehr aufkeimen kann. Normalerweise werden Bodendecker im Turnus von weniger als 10 Jahren auf den Stock gesetzt, um dann wieder neu austreiben zu können oder jährlich zurückgeschnitten. Auch in der zweiten Hälfte der 90er Jahre in Mode gekommene krautige Bodendecker wie *Geranium macrorrhizum* 'Spessart' oder *Waldsteinia ternata*, die Naturnähe suggerieren sollen, bleiben bei der Betrachtung außen vor. Die genannten Ausnahmen sind allerdings bei weitem nicht so flächenbedeutsam wie die durchschnittliche Ausprägung der betrachteten Bodendecker.

Als sehr stetige spontane Pflanzenarten konnten die Arten *Agropyron repens*, *Cirsium arvense*, *Convolvulus arvensis*, *Chenopodium album* und *Taraxacum officinale* agg. ge-

funden werden. Weiterhin treten *Galium aparine*, *Poa annua* und *Urtica dioica* relativ häufig auf (vgl. ASMUS 1992).

Interessant sind die Wuchsstrategien, mit denen es den Arten gelingt, an den häufig durch Streusalz und Herbizide beeinflußten Stellen zu überdauern oder immer wieder neu einzuwandern. Erfolgreich, d.h. in hoher Stetigkeit vertreten, sind drei Pflanzenartengruppen:

An den randlichen, offenen Stellen findet man annuelle r-Strategen (Pflanzen mit hoher Diasporenproduktion und rascher Ausbreitung) wie *Taraxacum officinale* agg., *Chenopodium album* oder *Poa annua*, die jedoch ebenfalls in Beeten häufig auftreten.

Charakteristischer sind ausdauernde Arten, sogenannte Wurzelkriechpioniere, deren Wurzelsystem nicht nur sehr tief reicht (bis zu 3m), sondern die ebenfalls zur Polykormonbildung fähig sind wie z.B. *Cirsium arvense* und *Agropyron repens*. Die von diesen Arten unterirdisch gespeicherten Nährstoffe reichen aus, um für die meisten Arten undurchlässige, bis zu drei Dezimeter dicke Schichten der Bodendecker zu durchdringen. Die vegetative Verbreitungstüchtigkeit sowie die Herbizid- und Salztoleranz der Pflanzenarten sind dabei entscheidender als die bodenkundlichen Charakteristika des Substrats. Von abiotischer Relevanz ist allerding das Lichtklima und die Fähigkeit in zeitweise sehr trockenen Böden – zumindest was die obere Bodenschicht betrifft – zu überdauern.

Convolvulus arvensis hat (ebenso wie *Calystegia sepium*) außer der Fähigkeit der unterirdischen Ausläuferbildung als Kletterpflanze die Möglichkeit, die Bodendecker in einer vertikalen Schicht zu überziehen und somit viel photosynthetisch aktive Phytomasse aufzubauen.

Zu den erfolgreichen Pflanzen in Bodendeckern gehören einige Arten des Convolvulo-Agropyrion. Zu beachten ist abgesehen von den Wuchsstrategien der Pflanzenarten „der Lagefaktor“. Entlang vieler Straßen wachsen an Böschungen und auf den Seitenflächen von Gräsern dominierte Bestände mit *Agropyron repens* neben *Poa angustifolia*, *Convolvulus arvensis* und *Equisetum arvense*, die man als artenarme Queckenra-

sen bezeichnen könnte (vgl. GRIESE 1999, S. 85). Deren Diasporen können die von Bodendeckern dominierten Flächen gut erreichen. Dies ist für die Erklärung des Vorkommens und der Stetigkeit spontaner Pflanzenarten der Bodendecker ebenfalls zu beachten. Tatsächlich sind inmitten von Wohngebieten oder entlang von Nebenstraßen, an denen ansonsten keine oder kaum Quecken zu entdecken sind, auch in Bodendeckern keine Exemplare von *Agropyron repens* zu finden, während entlang von Hauptverkehrsstraßen deren Stetigkeit höher ist.

BÖCKER & al. (1998, S. 132) berichten von dichten Efeu-Mänteln auf Grabstätten in Berlin-Schöneberg, die von Ackerschachtelhalm, Hopfen und Quecke durchragt werden. Außer *Agropyron repens* findet man in Bodendeckern immer wieder weitere Gräser wie z.B. *Calamagrostis epigejos* und *Poa trivialis*, die durch ihre schlanke Wuchsform in diesem Bodennutzungstyp Vorteile haben.

Cardaria draba ist in Stuttgart großräumig verbreitet. Man findet sie oft an den Rändern von Bodendeckerrabatten, jedoch ebenfalls entlang der Ränder von Rasenflächen zur Straße hin. Dies gilt nicht nur für die Stuttgarter Kernstadt, sondern auch für weitere Städte in der Stuttgarter Agglomeration. Die kleinräumigen Vorkommen von *Cardaria draba* im Siedlungsraum zeigen deutliche Überschneidungen mit denen von *Hordeum murinum*.
Dies ist insofern bemerkenswert, als die Pfeilkresse von KUNICK (1984, S. 273) zu den Arten gerechnet wird, die überwiegend für den landwirtschaftlich genutzten Außenbereich kennzeichnend sind und fast nie in das bebaute Stadtgebiet vordringen. *Cardaria draba* wurde nach SCHULTE & VOGGENREITER (2000) das erste Mal 1728 in Deutschland entdeckt und befindet sich in Ausbreitung. Die Fähigkeit der Pfeilkresse zur Bildung unterirdischer Wurzelausläufer ist hierbei von Vorteil.

Mit mittlerer Stetigkeit treten in Bodendeckern und in mit Rindenmulch abgedeckten Flächen, vereinfacht in Tab. 5.3 als „**Rindenmulch**“ bezeichnet, *Cirsium arvense* und

Agropyron repens auf. Grundsätzlich können bei Rindenmulchflächen solche unterschieden werden, deren Abdeckmaterial immer wieder stellenweise entfernt wird (z.B. von scharrenden Hunden und Katzen oder durch Trittbeeinflussung des Menschen) und solche, deren Material relativ konstant in vielen Zentimetern Dicke den Boden überzieht.

Die zuletzt geschilderten Flächen findet man vornehmlich in Privatgärten – im öffentlichen Bereich zumeist nur dort, wo durch Hecken der Zugang für Menschen und Hunde erheblich erschwert ist. Als Folge des Lichtentzugs für die im Boden vorhandenen vegetativen und generativen Verbreitungseinheiten spontaner Vegetation, auch durch die bei der Verrottung des Materials frei werdenden Gerbsäuren, Harze und Phenole, wird die beabsichtigte „krauthemmende Wirkung" erreicht, zumindest solange der Rindenmulch sich noch nicht in starker Zersetzung befindet. Diese Flächen, auf denen der gewünschte Effekt (wenngleich nur vorübergehend, bis zur nächsten Abdeckung) erzielt wird, wurden bei der Stetigkeitsberechnung für Tab. 5.3 ausgeschlossen. In mehr als 90% der Fälle bringt jedoch die nur scheinbar kosten- und pflegeextensive Rindenmulchabdeckung nicht den gewünschten Erfolg in der Praxis (zur Kritik vgl. ALBERTSHAUSER 1985, S. 133 sowie GROTHAUS & HARD 1996, S. 100). Durch den Nährstoffeintrag wird im Gegenteil auf Dauer die Verkrautung noch gefördert. Besonders in den öffentlichen Flächen gelingt es nicht, Mensch und Tier auszusperren, so daß außer der schon erwähnten Ackerkratzdistel die folgenden Pflanzenarten häufiger auftreten:

Taraxacum officinale agg., *Stellaria media*, *Poa annua*, *Sonchus oleraceus* und *Chenopodium album*.

Seltener findet man *Rumex obtusifolius* an etwas beschatteten Wuchsorten, der dann aber umso deutlicher und zahlreicher in Erscheinung treten kann.

Auffällig sind somit einerseits Rhizom- bzw. Wurzelgeophyten wie *Cirsium arvense*, andererseits ständige Initialgesellschaften von Arten wie *Senecio vulgaris* und *Chenopodium album*, die ebenfalls in Beeten mit hoher Stetigkeit anzutreffen sind. Wird die

Bekämpfung intensiver, so bleiben zumeist *Taraxacum officinale* agg., *Stellaria media* und *Poa annua* erhalten bzw. stellen sich rasch wieder ein, ganz abgesehen von *Cirsium arvense*, die zur Ausbildung von Polykormonen angeregt, d.h. gefördert wird. Deren unterirdische Sproßkolonien können nach HARD & PIRNER (1988) bis über zehn Meter in die Horizontale reichen. In Relation zum Umfang des Einsatzes von Rindenmulch in Städten liegen über die Vegetation von Rindenmulchflächen nur wenige Untersuchungen vor (vgl. z.B. SCHULTE & VOGGENREITER 1990a und 1990b).

Wenn Rindenmulchflächen ab und zu gehackt werden, ist deren Artengarnitur mit der von Beeten zu vergleichen. Prinzipiell kann man **Beete** in Nutzbeete und Zierbeete unterteilen. Es gibt allerdings Zierbeete, die häufiger gehackt werden als Nutzbeete. Ein wichtiger Unterschied zwischen beiden besteht darin, daß sowohl innerhalb der Zierbeete, wie ebenfalls in deren näherem Umfeld eine Reihe verwilderter Gartenpflanzen wie z.B. *Alcea rosea, Cerastium tomentosum, Consolida ajacis, Crocus tommasinianus, Muscari armeniacum, Primula vulgaris* und *Sedum spurium* angetroffen werden. Dies kann in Kleingärten ebenso beobachtet werden wie in der Wohnbebauung oder auf Friedhöfen.[3]

Hinsichtlich der Stetigkeit der häufigeren Arten ergaben sich keine gravierenden Unterschiede zwischen Zier- und Nutzbeeten. Die häufigsten Pflanzenarten sind *Stellaria media*, *Euphorbia peplus, Sonchus oleraceus* und *Taraxacum officinale* agg. Ebenfalls auffällig sind *Chenopodium album*, *Senecio vulgaris*, *Calystegia sepium*, *Veronica persica*, *Veronica hederifolia* subsp. *sublobata* und *Cardamine hirsuta*. Lokal können *Lamium purpureum* und *Mercurialis annua* auffällig in Erscheinung treten.

Es handelt sich überwiegend um nitrophytische Arten der Hackfrucht- und Gartengesellschaften. Sie sind an den prägenden Eingriff dieses Bodennutzungstyps, das periodische Hacken bzw. Jäten, angepaßt, indem sie sich wie z.B. *Stellaria media* vegetativ

[3] Umfangreiche Dokumentationen der verwildernden Gartenpflanzen einschließlich ihres Einbürgerungszustandes liegen aus West-Berlin von BÖCKER & KOWARIK (1991) sowie aus Zürich von LANDOLT (2001) vor.

aus abgetrennten Sproß- bzw. Wurzelteilen regenerieren können. Andererseits ist eine hohe Diasporenproduktion, gepaart mit effektiver Windverbreitung, für die Ansiedlung von Vorteil, wie bei *Sonchus asper* oder *Taraxacum officinale* agg.
Alle genannten Arten sind bezüglich ihrer Wuchshöhe klein- bis mittelwüchsig, denn zur Ausbildung großer Biomassen verbleibt nicht die Zeit. Sofern es in Beeten zu Sukzessionsstadien kommt, weil das Hacken über längere Zeit unterbleibt, werden sie von höherwüchsigen Arten (ruderal beeinflußte Hochstaudengesellschaften, nitrophytische Säume oder von Gehölzarten) verdrängt (vgl. BORNKAMM 1981).

Durch den offenen Boden sind Beete zunächst für viele Arten ein ideales Keimbett. Dementsprechend hoch ist hier die Gesamtartenzahl – einschließlich der nur kurzzeitig vorkommenden Pflanzenarten. Dabei wachsen Arten unterschiedlichster Wuchsstrategien und Bodennutzungstypen nebeneinander. Die Auslese der stetigeren unter ihnen ergibt sich durch den Nutzungseinfluß, das Hacken. Dementsprechend ist bezüglich der Lebensformen die Gruppe der Therophyten und der Hemikryptophyten stark ausgeprägt, während Chamaephyten, die in Wäldchen, Gebüschen und Hecken hohe Anteile erreichen, keine nennenswerte Rolle spielen.
Insgesamt stellt sich der Bodennutzungstyp Beet recht heterogen dar, was die vorkommenden Arten angeht. Dies liegt daran, daß Zierbeete, die den in städtischen Siedlungen bei weitem überwiegenden Anteil der Beete ausmachen, sehr unterschiedlich intensiv gepflegt werden und vom Steingarten bis zum Staudenbeet reichen. Außerdem gibt es viele Flächen, die so dicht von Zierpflanzen bewachsen sind, daß kaum Platz für spontane Vegetation vorhanden ist sowie Flächen, in denen kleinräumig Zierpflanzen, Bodendecker, Hecken und Einzelbäume einander abwechseln. Die oben geschilderte Charakteristik gilt daher nur für Beete, die regelmäßig gehackt werden.
Interessant ist, daß es lokale Unterschiede auf der Ebene von Stadtteilen hinsichtlich vorkommender Arten gibt. So findet man im ehemaligen Dorf Gaisburg (heute in die Stuttgarter Kernstadt, Bezirk Ost, eingemeindet) auffällig häufig *Mercurialis annua* (auch *Bryonia dioica*). Abgesehen vom günstigen Klima – das Einjährige Bingelkraut

braucht milde Lagen, um zu gedeihen – kommt als Ursache hierfür die historische Kontinuität der Gartennutzung in Betracht, die in den stärker zerbombten, ebenfalls klimatisch günstig gelegenen Arealen in Stuttgart-Mitte und Stuttgart-West seltener gegeben ist. Diese Interpretation wird durch einen floristischen Vergleich zwischen Dorfkernen und Stadtsiedlungen nach GRIESE (1999, S. 187) gestützt, wonach heute noch *Mercurialis annua* in Dörfern öfter auftritt als in Stadtsiedlungen. Nach SEYBOLD (1969) war das Einjährige Bingelkraut im wärmeren Teil des mittleren Nekkarlandes recht verbreitet, während es ansonsten nur selten und vorübergehend vorkam.

Während *Mercurialis annua* früher (um 1900) häufiger war als heute, gilt für die neophytische Art *Cardamine hirsuta* das Gegenteil. Nach SEYBOLD (1969) wurde das Behaarte Schaumkraut 1902 im mittleren Neckarland entdeckt und war in den 60er Jahren noch ziemlich selten. SEYBOLD (1969) beschreibt *Cardamine hirsuta* als Neubürger in Hackunkrautgesellschaften, vor allem in Gärten. Bei den Fundorten gibt es Hinweise auf Botanische Gärten und Friedhöfe. Das Behaarte Schaumkraut wurde und wird nach KUNICK (1990) als Baumschulunkraut mit dem Boden und in einer bestimmten Torfsorte der 60er Jahre (BÖCKER 2001, mdl. Mitt.) und der 70er Jahre (vgl. LOOS 1997a, S. 11) verbreitet. Daher findet man es häufig auf mit Torf bedeckten Gräbern (vgl. SUKOPP 1990, S. 281) und in ebenso behandelten Beeten von Vorgärten.

Weitere edaphische Differenzierungen der spontanen Arten in Beeten sind erforderlich (für Äcker vgl. z.B. die soziologisch-ökologischen Artengruppen der Ackerwildkräuter nach HOFMEISTER & GARVE 1986), sofern man als Ausgangsmaterial der Bodenbildung einen starken Einfuß ursprünglich nährstoffarmer, saurer Sande hat. So unterscheiden BÖCKER & al. (1998, S. 160) in Berlin Gärten mit *Euphorbia peplus* auf Lehm und mit *Oxalis stricta* auf Sand und WITTIG (1991, S. 197) differenziert zwischen dem Fumario-Euphorbion auf basenreicheren Böden und dem Chenopodietum polyspermi auf sandigen und sandiglehmigen Böden. Wie AEY (1990) für Lübeck

anschaulich belegt, spielt weiterhin das Alter sowohl für die Nährstoffversorgung und Entwicklungstiefe von Gartenböden, als auch beim Vorkommen der Pflanzenarten eine Rolle (vgl. ebenfalls SAARISALO-TAUBERT 1963). Daher sei an dieser Stelle noch einmal darauf hingewiesen, daß einerseits die Beschreibung städtischer Vegetation in Bodennutzungstypen und andererseits die Erörterung von Abhängigkeiten (verstanden als Interdependenzen) zwischen dem Vorkommen von Pflanzenarten und den Standorteigenschaften in durchschnittlichen Bodennutzungstypen ein Ziel der vorliegenden Arbeit ist. Weitere Befunde zur Flora und Vegetation von Zier- und/oder Nutzbeeten finden sich bei DIERSSEN (1996), GROTHAUS & HARD (1996), KUNICK (1974), LASKE (1994) und WITTIG (1991).

Im Vergleich mit dem in bemerkenswerter Stetigkeit anzutreffenden Arteninventar von Beeten, ist dasjenige von **Pflanz- und Blumenkübeln** weiter reduziert (vgl. Tab. 5.3). Lediglich *Stellaria media*, *Taraxacum officinale* agg. und *Galinsoga ciliata* sind diesbezüglich erwähnenswert. Besonders *Stellaria media* kann mehrfach im Jahr nach unzureichenden Bekämpfungsversuchen durch Jäten und Hacken dominant werden und die Kübel mit einem feinen grünen Schleier überziehen. Weil die Wuchsorte notgedrungen jeweils sehr kleinflächig sind, ist die mittlere Deckung der Vogelmiere in Kübeln sogar höher als in Beeten. *Galinsoga parviflora*, die von WITTIG (1991) für Blumentöpfe und Blumenkästen als charakteristisch beschrieben wird, kommt in Stuttgart in Relation zu *Galinsoga ciliata* selten vor. Vergleichbares schildern SCHULTE & VOGGENREITER (2000) für Bad Godesberg.

Die spontanen Arten der Pflanz- und Blumenkübel können, wie HARD (1986, S. 15) beschreibt, als Reste der einjährigen Hackfrucht- und Gartengesellschaften aufgefaßt werden. Da die meisten der Kübel zumindest im Sommer gewässert werden, zeitweise aber dennoch stark austrocknen, müssen die dort überlebenden Arten hinsichtlich des Wasserhaushalts eine breite ökologische Valenz aufweisen und die hohen Stickstoff- und Phosphatgehalte im Boden (vgl. Tab. 5.1.2) tolerieren.

Eine effektive Ausbreitungsstrategie der Arten, in diesem Fall besonders durch Windverbreitung gewährleistet, ist zur Besiedlung dieser extremen Habitate noch wichtiger als für Beete, weil bei manchen Kübeln mehrfach im Jahr eine Neubepflanzung mitsamt komplettem Bodenwechsel stattfindet. Nicht selten wird den Töpfen auch Gartenerde beigemischt, so daß die im Gartenboden vorhandenen Verbreitungseinheiten die Artenkombination bestimmen.

Wenngleich aus der Perspektive des Naturschutzes der betrachtete Bodennutzungstyp wertlos oder nahezu wertlos ist, so handelt es sich bei Blumenkübeln, Blumenkästen und ähnlichem um typische Elemente der Großformbebauung der Innenstädte (vgl. BÖCKER & al. 1998, S. 166) sowie der Block- und der Einzelhausbebauung, deren Fläche, summativ für das gesamte Siedlungsgebiet hochgerechnet, manchen überraschen dürfte.

Sowohl von den Eingriffen als auch von den vorkommenden Pflanzenarten her unterscheiden sich die zuvor beschriebenen Bodennutzungstypen deutlich von den **Wiesen**. Diese sind durch eine relativ große Anzahl charakteristischer Arten gekennzeichnet, ebenso wie die Rasen; beide Bodennutzungstypen haben mit nahezu 100% Dekkung die höchste durchschnittliche Deckung, bezogen auf die Krautschicht.
Hohe Stetigkeiten in Wiesen erreichen *Arrhenatherum elatius*, *Trifolium pratense*, *Dactylis glomerata*, *Rumex obtusifolius* und *Galium mollugo* (vgl. Tab. 5.3). Weitere typische Arten der Wiesen des Untersuchungsgebiets sind *Ranunculus acris*, *Heracleum sphondylium*, *Anthriscus sylvestris* und *Achillea millefolium* agg.
Wiesen können hinsichtlich ihrer bodenökologischen Bedingungen stark variieren, wobei der Wasserhaushalt zumeist als am stärksten vegetations-differenzierend wirksam ist. Im Unteren Schloßgarten und im Wartberg-Park existieren in Stuttgart lokal feuchte Ausprägungen von Wiesen mit Kohldistel und Blutweiderich. Der rund 37ha große Wartberg-Park entstand 1992 im Rahmen der Internationalen Gartenbauausstellung (IGA/EXPO ´93), wobei ein neuer Wiesenbach mit naturnahem Uferbewuchs

angelegt wurde (vgl. KLATT 1999). Hieraus wird ersichtlich, daß die genannten Arten im Rahmen vergangener Gartenschauen eingesät wurden und somit lediglich als subspontan zu bezeichnen sind. Pflanzensoziologisch tendieren diese Bestände in Richtung des Angelico-Cirsietum oleracei (vgl. MÜLLER 1998).

Andererseits und weitaus häufiger findet man entlang von (Hauptverkehrs-)Straßen und an Bahnböschungen zeitweise trockene Ausprägungen von Wiesen, in denen *Agropyron repens*, *Cirsium arvense*, *Convolvulus arvensis*, *Equisetum arvense*, *Daucus carota* und *Pastinaca sativa* eine hohe Stetigkeit erlangen können. Nach pflanzensoziologischen Kategorien entsprechen diese Bestände einer Mischung zwischen dem Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis und dem Tanaceto-Arrhenatheretum (vgl. MÜLLER 1998).
Wie aus den niedrigen Schwermetallgehalten der untersuchten Wiesenböden hervorgeht, gehören die untersuchten Wiesen nicht zu den straßenbegleitenden schmalen Wiesenstreifen.

Bei den Untersuchungsflächen handelt es sich um Teilareale von Parkanlagen sowie um Wiesen in Hanglagen des Stuttgarter Talkessels, deren Wasserhaushalt als frisch bis mäßig trocken einzustufen ist. Deren Stickstoffversorgung und aktuelle Austauschkapazität bewegen sich beim Vergleich mit anderen städtischen Bodennutzungstypen im mittleren Bereich.

Eine Stuttgarter Besonderheit sind die Seiten- und Mittelstreifen entlang einiger Abschnitte der Heilbronner Straße, Kriegsbergstr. und Holzgartenstr., die mit Saatgutmischungen in Anlehnung an das Artenspektrum artenreicher Salbeiglatthaferwiesen eingesät wurden. Eine Dokumentation der Maßnahmen findet sich bei (WEISS & WEISS 1995). Wie bei einer Inspektion der Flächen im Sommer 1999 festgestellt wurde, konnte das aus der Perspektive des Arten- und Biotopschutzes formulierte Pflege-

ziel jedoch nur eingeschränkt erreicht werden, da besonders die in Baden-Württemberg selteneren Arten (von den ausgesäten) sich nicht einstellten oder im Verlaufe einiger Jahre wieder verschwunden waren.

Wenngleich die städtischen Wiesen physiognomisch den Wiesen im Haupt-Landnutzungstyp Agrarlandschaft gleichen, so macht sich der Diasporendruck aus der unmittelbaren Umgebung und in der Samenbank bei innerstädtischen Wiesen durch das häufigere, zumeist kleinflächige Auftreten von Arten wie *Solidago canadensis*, *Artemisia vulgaris*, *Acer platanoides*, *Sonchus oleraceus*, *Atriplex patula* und *Arctium lappa* bemerkbar. Auf den Einfluß der Vornutzung auf die Artenzusammensetzung von Wiesen weisen HARD (1983) sowie WILHELM & ANDRES (1998) hin.

Mit zunehmender Schnittfrequenz ergeben sich Übergänge zu den Rasenflächen mit *Holcus lanatus*, *Ranunculus repens* und *Trifolium repens*.

Städtische Wiesen dürfen als gut untersucht gelten, was Untersuchungen von ASMUS (1990), BERG & MAHN (1990), BORNKAMM (1974), FISCHER (1988), GRUNDMANN (1993) und WILHELM (1997) belegen.

Ebenfalls existieren zahlreiche Vegetationsaufnahmen städtischer Rasen. Weniger beachtet wurden kleinräumige Veränderungen der Rasenvegetation, die z.B. durch Überschirmung von Einzelbäumen oder Baumgruppen hervorgerufen werden. Weil diese Kombination von Strukturelementen häufig vorkommt, wurde sie gesondert als Bodennutzungstyp **Rasen unter Baum** beschrieben. Die Untersuchungsflächen beschränken sich dabei auf Rasenflächen unterhalb des Kronentraufbereichs alter Laubbäume, deren Kronenradius 5m überschreitet und deren Blätterdach den Boden stark beschattet. Von der Betrachtung ausgenommen wurden Flächen unter Nadelbäumen, da deren Streu auf den Boden stark versauernd wirkt. So stellte WEDECK (1989) bei Untersuchungen in einem Hausgarten unter Fichten in den oberen 5cm Boden einen pH-Wert von ca. 4 fest, während die unter Laubbäumen in Stuttgart gemessenen Werte oberhalb von 7 liegen. Oft können zwischen den oberirdisch sichtbaren Wurzelanläufen von Nadelbäumen Exemplare von *Sambucus nigra* beobachtet werden,

die dem Rasenmäher entgehen. Der Schwarze Holunder ist ebenfalls im Saumbereich der Nadelwälder der Umgebung eine der häufigsten Arten, die stickstoffreiche Standorte anzeigt und Bodenversauerung toleriert.

Die Vegetation unter alten Laubbäumen ist im Vergleich mit den offenen Rasenflächen durch einen geringeren Deckungsgrad der Gräser gekennzeichnet, was sowohl durch die Beschattung (vgl. BUDRYTE-ALEKSANDRAVICIENE & SCHULZ 2000) als auch durch die geringere Bodenfeuchte als Folge der Interzeption des überschirmenden Blätterdaches (vgl. WEDECK 1989) bewirkt wird. *Lolium perenne* als stetigste und dominanteste Gräserart der Stuttgarter Kernstadt wächst am besten auf frischen, lehmig tonigen Böden, während die Böden im Kronentraufbereich dichter Laubbäume als mäßig frisch bis mäßig trocken bezeichnet werden müssen.
Dort, wo die eingesäten Gräser (auf Dauer) nicht wachsen können, entstehen kahle Stellen, an denen gegenüber Trockenheit und/oder Beschattung etwas tolerantere Arten wie *Poa annua*, *Glechoma hederacea*, *Taraxacum officinale* agg., *Veronica hederifolia sublobata* und *Capsella bursa-pastoris* Fuß fassen können. Im Frühjahr findet man in hoher Stetigkeit im Bodennutzungstyp Rasen unter Baum *Ranunculus ficaria*. Interessanter als die häufigeren Arten sind manche Zwiebelgeophyten wie *Gagea pratensis*, *Gagea villosa*, *Puschkinia scilloides*, *Scilla siberica* und *Ornithogalum umbellatum*, die ebenfalls für diesen Bodennutzungstyp charakteristisch sind. Die genannten Arten können auch im Saumbereich von Hecken und Gebüschen mit offenen Bodenstellen vorkommen (vgl. BRANDES 1992, S. 333) und manchmal in Zierpflanzenrabatten (wie z.B. *Puschkinia scilloides*). Für die Puschkinie darf der Boden weder zu feucht sein, weil die Zwiebeln sonst faulen können, noch darf es zu schattig sein, da die Pflanze ansonsten nicht zur Blüte kommt. Bei zu hoher Trockenheit im Frühjahr können die Pflanzen vertrocknen.

Weiterhin findet man am Fuß der alten Bäume *Hedera helix*, der am Stamm emporrankt, ebenso wie *Corydalis cava*, *Anemone nemorosa*, *Anemone ranunculoides* und *Eranthis hyemalis*.

Besonders alte Friedhöfe und Parkanlagen sind für ihren Reichtum an Geophyten bekannt. Im Stuttgarter Untersuchungsgebiet sind diesbezüglich der Fangelsbachfriedhof, der Hoppenlaufriedhof und der Pragfriedhof (besonders im etwas extensiver gepflegten und abgezäunten jüdischen Teilbereich, dem sogenannten Israelitischen Friedhof) zu nennen, in Tübingen der Alte Botanische Garten. *Gagea villosa* konnte im Stuttgarter Schloßpark nachgewiesen werden (BÖCKER 2001, mdl. Mitt.). Der Doldige Milchstern wird bei SEYBOLD (1969) mit der Jahreszahl 1953 für den Rosensteinpark angegeben.

SUKOPP (1990, S. 278) erwähnt für Berlin die alten Friedhöfe in den Bezirken Neukölln und Kreuzberg, wo auf nährstoffreichen Böden im zeitigen Frühjahr Blütenteppiche von Frühjahrsgeophyten auftreten. GROTHAUS & HARD (1996, S. 107), schildern die Blütenpracht im „lichten Schatten" alter Laubbäume mitten im Osnabrücker Schloßpark. MÜLLER (1998, S. 175) scheidet für Augsburg eine Ornithogalum umbellatum-Gesellschaft aus, die in alten Parkanlagen als Saumgesellschaft oder unter alten Einzelbäumen zu finden ist.

BÖCKER & al. (1998) beschreiben für den Matthäus Friedhof in Berlin-Schöneberg *Scilla siberica* und *Gagea pratensis*. In Stuttgart ist die Sibirische Sternhyazinthe von den genannten Zwiebelgeophyten mit Abstand am häufigsten und nicht nur auf Friedhöfen und in Parkanlagen, sondern ebenfalls in Wohnbebauungsarealen zu finden. In Mainzer Villengebieten mit parkartigen Gärten und hohen Bäumen wachsen in alten Parkrasen ebenfalls Milchstern, Gelbstern- und Blaustern-Arten (PFENNIG & WERNER 1997, S. 40).

Nach HÜGIN & HÜGIN (1998) deutet *Gagea villosa* auf ehemals durch Ackerbau beeinflußte Böden hin: neben dem meist sauren Boden ein Grund dafür, warum die

Art im Zehlendorfer Waldfriedhof in Berlin fehlt (vgl. BÖCKER & al. 1998, Analysen zur Präsenz von *Gagea villosa* bei HÜGIN & HÜGIN 1998 sowie bei HARD 1998, S. 305).

Ebenso wie die Wiesen sind die **Rasen**flächen durch eine Reihe von Pflanzenarten mit vergleichsweise hoher Stetigkeit und teilweise auch relativ hoher Deckung gekennzeichnet.
Für Stuttgart sind diesbezüglich mit abnehmender Stetigkeit und Deckung zu nennen: *Lolium perenne*, *Trifolium repens*, *Bellis perennis*, *Prunella vulgaris* und *Ranunculus repens*, außerdem *Taraxacum officinale* agg. Weitere häufig auftretende Arten sind *Plantago media, Ranunculus repens, Plantago lanceolata* und *Prunella vulgaris*. Die charakteristischen Arten sind gut schnittverträglich und an frische, nährstoffreiche und lichte abiotische Bedingungen angepaßt. Den Pflegebedingungen von Scherrasen entsprechen, ebenso wie bei Wiesen, die Hemikryptophyten am besten. Sie repräsentieren die bei weitem dominierende Lebensform. Wuchsvorteile gegenüber Wiesen haben in Rasen Rosettenpflanzen und kriechende, Ausläufer bildende Arten wie *Ranunculus repens* und *Trifolium pratense*, sowie kleinwüchsige Arten, die in den meisten Wiesen durch Lichtkonkurrenz verdrängt würden.

Hinsichtlich mancher Eigenschaften lassen sich die Ausprägungen der Rasenflächen zumindest grob nach Bebauungstypen differenzieren.
Typisch sind beispielsweise artenreiche, etwas magerere Rasen in der Zeilenbebauung, artenarme, intensiv gedüngte und gepflegte Parkrasen in Zentrumsnähe, schattigere und frischere Rasen in Villenbebauungsgebieten, intensiv gepflegte, artenarme junge Rasenflächen in Neubaugebieten der Einzelhausbebauung und artenarme Fußball-Sportrasen mit Übergängen zu Trittrasen vor den Toren (vgl. PIETSCH 1964, PIETSCH 1968 und BÖCKER & al. 1998, S. 138).
Wenn Rasenflächen intensiv betreten und beschattet werden, sind die Substrateigenschaften und Lichtbedingungen oft so ungünstig, daß keine Rasengräser und nicht

einmal mehr der Vogelknöterich wachsen, kurzum, daß keine Vegetation mehr aufkommen kann. Dies ist oft auf Spielplätzen und an Pfaden zu beobachten, die Abkürzungen für Fußgänger darstellen. Die Übergänge der Scherrasen zu den Trittrasen wurden vegetationskundlich oft beschrieben (vgl. HARD 1982b), was an dieser Stelle nicht wiederholt werden soll. Umfangreiche Untersuchungen zur Vegetation der Rasenflächen liegen z.B. von BERG (1985), GUTTE (1984) und MÜLLER (1988) vor. Von der Fläche her bedeutsamer als Trittrasen sind im Stuttgarter Untersuchungsgebiet eindeutig die von *Lolium perenne* dominierten Zierrasen; allerdings finden sich, z.B. am Rand von Rasenflächen zu Wegen, immer wieder Gradienten, die stärkeren Tritteinfluß anzeigen, in flachen, zeitweise vernäßten Bodenmulden nicht selten mit *Potentilla anserina*.

Im Umkreis von Zierbeeten können Zierpflanzen, z.B. *Primula vulgaris* und *Scilla siberica*, in Rasenflächen eindringen. So wurde an manchen Stellen ein halbkreisförmger Ring mit *Primula vulgaris* im Anschluß an Blumenrabatten in die Rasenflächen hinein beobachtet, der sich vermutlich von Jahr zu Jahr ausdehnt. Selbst dann, wenn die ehemalige Zierpflanzenrabatte schon längst verschwunden und mit Bodendeckern versehen ist, kann sich die Stengellose Schlüsselblume offensichtlich noch im Rasen behaupten und die frühere angrenzende Nutzung anzeigen.

Bemerkenswert ist, daß die aus Nordwestdeutschand als dominante Pflanzengesellschaft der Scherrasen beschriebene Pflanzengesellschaft, das Festuco crepidetum, in Rasenflächen des Stuttgarter Untersuchungsgebiets vergleichsweise selten auftritt. Allerdings beobachtet man häufiger die für die genannte Gesellschaft namengebenden Arten *Festuca rubra* und *Crepis capillaris* auf sonnigen und trockenen, mit Rasengittersteinen versehenen Parkplätzen, die teilweise nicht oder weniger als ein Mal pro Jahr gemäht werden.

RÖHRICHT & PESCHEL (1999) beschreiben für Berlin eine *Bellis perennis-Festuca brevipila*-Assoziation, die dort auf zügigeren (trockeneren) und nährstoffärmeren Böden vorkommt als das Crepido-Festucetum. Die dortigen Aufnahmen stammen von sonnigen, offenen und relativ oft gestörten Flächen.

Festuca rubra agg. und auch *Festuca brevipila* sind gegenüber sommerlicher Trockenheit toleranter als *Lolium perenne* (vgl. GILBERT 1994, S. 44), das zudem niedrige Wintertemperaturen schlechter verträgt.

Es zeigt sich hieran, daß sowohl großklimatische Bedingungen innerhalb Deutschlands als auch die edaphischen Bedingungen auf die Dominanz der Arten in Scherrasen einen deutlichen Einfluß ausüben. Sandböden (die in Nordwestdeutschland, Nordostdeutschland und auch in Nord- und Mittelhessen) dominieren, neigen in den klimatisch extremen Sommermonaten stärker zur Austrocknung als die in Stuttgart vorherrschenden Böden mit hohem Lehmgehalt (vgl. HOLLAND 1996). Daher kann hier *Lolium perenne,* als eine der beiden namengebenden Arten des Lolio-Cynosuretum, sich insgesamt besser behaupten als in Norddeutschland oder in Nordostdeutschland, wo zudem die deutlich tieferen Wintertemperaturen für das Weidelgras erschwerend hinzukommen. Für Osnabrück wird *Lolium perenne* von HARD (1984) als dürreempfindliche Art beschrieben, die vor allem auf schweren bis schwersten Böden frischer bis feuchter Lagen dominant sein kann. Gemäß KOWARIK & JIRKU (1988) können sich *Lolium perenne*, *Trifolium repens* und *Dactylis glomerata* in Rasenflächen des Berliner Tiergartens auf den vorherrschend trockenen Sandböden nicht durchsetzen, falls Bewässerung und Düngung dauerhaft ausbleiben.

Wie ebenfalls aus den Darstellungen von RÖHRICHT & PESCHEL (1999) hervorgeht, gehen die oben genannten Scherrasen-Gesellschaften bei sich verändernden Pflege- und Standortbedingungen (kleinräumig erkennbaren und größklimatisch bedingten) graduell ineinander über, was durch die jeweilige ökologische Valenz der beteiligten Arten bedingt ist. Für die innere Straßenrandzone wurden bei HEINDL

(1989) (von den Prinzipien des Aufbaus der Pflanzengemeinschaften her betrachtet) analoge Beispiele anhand eines Transekts durch Westdeutschland publiziert. Da diese Übergänge in einem mehrdimensionalen Raum stattfinden (vgl. MATUSZKIEWICZ & MATUSZKIEWICZ 1981 oder MUCINA 1991) und nicht nur eine oder zwei, sondern alle beteiligten Arten betreffen, muß die Frage aufgeworfen werden, ob durch die real im Gelände sichtbaren und theoretisch nachvollziehbaren graduellen Übergänge die herkömmliche Abtrennung von Assoziationen, Subassoziationen usf. nicht auf zu künstliche Weise „das Artengeflecht" separiert, während doch nicht Pflanzengesellschaften, sondern die biologischen Arten als Grundeinheiten der Vegetation anzusehen sind (ELLENBERG 1956, S. 15).

Eine nachvollziehbare Benennung von Pflanzengemeinschaften ist dennoch zur Verständigung hilfreich und sinnvoll. Wie eine solche erfolgen sollte, muß an dieser Stelle offen bleiben. Zweifellos gibt es diesbezüglich neben der pflanzensoziologischen Methode weitere Diskussions- und der Erprobung werte Benennungsmöglichkeiten.

Gemäß DEYL (1974) können lediglich 20% der vegetationsbedeckten Fläche bestimmten Assoziationen des gültigen pflanzensoziologischen Systems zugeordnet werden. Bei einer Untersuchung auf Betriebsgeländen in Prag sind nach PYŠEK & PYŠEK (1988) lediglich 10% der vegetationsfähigen Fläche entsprechend zuzuordnen.

Als sicher darf gelten, daß auf mit **Rasengittersteinen** versehenen Flächen schon in den Ansaatmischungen *Festuca rubra* agg. häufiger eingesetzt wird bzw. in höheren Anteilen vorhanden ist als *Lolium perenne* und daß am Bodenaufbau unterhalb der Gittersteine zumeist eine Sandschicht von 10cm bis 15cm Dicke beteiligt ist (vgl. SCHRAMM 1996). Das Füllmaterial der Gittersteinwaben besteht überwiegend aus Sand und Schluff, was an dem relativ hohen Bodengewicht, vergleichbar dem von Pflasterritzen (siehe Abb. 9.2.15 im Anhang), erkennbar ist. Die meisten Rasengittersteinflächen werden temporär als kleinflächige Abstellplätze für Pkws genutzt und

befinden sich innerhalb der Wohnbebauung in unmittelbarer Nähe der Zufahrtsstraßen. Etwas größere Flächen gibt es in Industrie- und Gewerbegebieten sowie begleitend zur Großformbebauung bei öffentlichen Gebäuden.

Die vegetationskundliche Beschreibung derartiger Flächen wurde bislang, im Gegensatz zur bodenphysikalischen, gänzlich vernachlässigt, obwohl es sich um die artenreichsten kleinräumigen Lebensräume innerhalb von Siedlungen handelt.
Deren Artenzahl pro Quadratmeter, bezogen auf die spontanen und subspontanen Pflanzenarten, kann vergleichbar mit der von Halbtrockenrasen sein. Zu den stetigsten Pflanzenarten gehören mit *Poa annua*, *Polygonum aviculare* agg., *Plantago major* und *Capsella bursa-pastoris* einerseits solche, die ebenfalls in Pflasterritzen das Erscheinungsbild prägen. Anderseits kommen in relativ hoher Stetigkeit Arten hinzu wie *Achillea millefolium* agg., *Crepis capillaris, Festuca rubra* agg. und *Leontodon autumnalis,* die in trockenen Rasen zu erwarten wären. Die hohe Artenvielfalt auf engem Raum beruht darauf, daß hinsichtlich der bevorzugten Standorte so unterschiedliche Pflanzenarten wie *Sedum album*, *Hypochoeris radicata, Daucus carota, Gallium mollugo*, *Conyza canadensis*, *Euphorbia peplus*, *Geum urbanum*, *Cotoneaster dammeri*, *Clematis vitalba*, *Cornus sanguinea* und *Hedera helix* in den Waben der Rasengittersteine nebeneinander gedeihen können. Gemeinsam scheint den genannten Arten außer der Fähigkeit zu „Bonsai-Wuchs“ zu sein, daß sie auf Flächen wachsen können, die zeitweise oberflächlich stark austrocknen. Von Bedeutung für deren Koexistenz auf engstem Raum ist sicher auch der oberflächennahe Ausschluß interspezifischer Wurzelkonkurrenz. Ohne Berücksichtigung der quantitativen Anteile der Pflanzenarten ist der Rückschluß von den vorkommenden Arten auf die Standorteigenschaften auf diesem Bodennutzungstyp kaum mehr gesichert möglich.

Da die Waben der Rasengittersteine häufig nicht bis zum oberen Rand mit Sand aufgefüllt sind, ist die mechanische Belastung durch Befahren und Tritt nicht so groß wie in Pflasterritzen und die Bodenverdichtung geringer.

Weiterhin gibt es immer wieder offene Bodenstellen, wo Diasporen aus der Umgebung zum Keimen gelangen.
Hinsichtlich der Lebensformen sind Therophyten und Hemikryptophyten dominant. Gut wiedergegeben wird das Potential dieses Lebensraumes durch die vorherrschenden soziologisch-ökologischen Gruppen nach KUNICK (1974): Arten des Grünlandes frischer bis mäßig trockener Standorte, Arten der Hackfrucht- und Gartenunkrautgesellschaften und Arten der stickstoffbeeinflußten Flutrasen- und Trittgesellschaften bestimmen das Erscheinungsbild der Rasengittersteinvegetation.

Die in **Pflasterritzen** wachsenden Pflanzenarten müssen besonders an einen Einflußfaktor angepaßt sein: Mechanische Belastung durch Betreten und Befahren sowie durch Kehrmaschinen oder Kehrbesen. Jedoch sind auch andere Faktoren nicht selten extrem, wie die Erhitzung in der unmittelbaren Umgebung, Streusalzeinfluß und kurzzeitige Überstauung mit Wasser (in Bordsteinrinnen). Das Spektrum der Pflanzenarten, die unter diesen Bedingungen wachsen können, ist gegenüber dem von Rasengittersteinen reduziert. Am häufigsten findet man *Polygonum aviculare* agg., *Poa annua*, *Plantago major* und *Taraxacum officinale* agg. Wird der Lichthaushalt zu ungünstig für diese Arten, wie z.B. unter Bäumen, so bleiben die Ritzen gänzlich ohne Vegetation. *Poa annua* hat von den genannten Arten noch die größte Schattentoleranz. Auch unter normalen Bedingungen ist die Pflasterritzenvegetation in bezug auf die Gesamtdeckung der Krautschicht nur spärlich ausgeprägt. Abgesehen von den extremen Einflußfaktoren liegt dies an der zumeist nur geringen vegetationsfähigen Oberfläche der Aufnahmeflächen, da die versiegelten Bereiche bei der Deckungsschätzung mit einbezogen werden.

Je nach Belag schwankt der prozentuale Fugenanteil an der gesamten Belagfläche zwischen etwa 2% bei Großformatplatten (mit Kantenlängen von 1,2m x 1,2m) und etwa 25% bei Mosaikpflaster (mit Kantenlängen von etwa 5cm x 5cm). Die Fugenbreiten der genannten Belagsarten betragen ca. 9mm ± 2mm (SCHRAMM 1996), wäh-

rend die etwa seit 30 Jahren zunehmend eingesetzten Betonverbundpflaster (wie z.B. Knochensteine) lediglich Fugenbreiten von etwa 3mm haben. In Ritzen von Betonverbundpflaster findet man auffällig häufig *Sagina procumbens*, die in den anderen Belagsarten zwar nicht vollständig fehlt, dort aber in der Stetigkeit gegenüber *Taraxacum officinale* agg. oder *Plantago major* deutlich zurücktritt. Während dem Niederliegenden Mastkraut die Fugenbreite von 3mm ausreicht, um vor dem Druck von Tritt und Autoreifen weitgehend geschützt in den Ritzen überleben zu können, ist für *Plantago major* und *Taraxacum officinale* agg. hier kein Lebensraum mehr vorhanden, sofern intensive mechanische Belastung gegeben ist. Außer *Sagina procumbens* können die Moose *Bryum argenteum* und *Ceratodon purpureus* in solchen schmalen Fugen überleben. Weniger Platz zur Entfaltung der Blattorgane als der Gemeine Löwenzahn oder der Breitwegerich braucht der Vogelknöterich. Nicht zuletzt aus diesem Grund ist er eine der häufigsten Trittpflanzenarten in städtischen Siedlungen. Nach Beobachtungen von HARD (1982b) auf gründerzeitlichen Straßen am Westerberg in Osnabrück findet man auf gewölbten, relativ breitfugig gepflasterten Fahrbahnen auf dem Scheitel und überall dort, wo der Feinstaub aufgewirbelt und abgetragen wird, das Polygono-Matricarietum, während am Rand (d.h. dort wo die Fugen durch Staubablagerung flacher sind und Fahrzeuge parken) die Mastkraut-Silbermoosgesellschaft anzutreffen ist. Der Vollständigkeit halber sei angemerkt, daß im Kernstadtbereich Pflasterungen mit völlig versiegelten Fugenbereichen ebenso anzutreffen sind wie gänzlich unverfugte Pflaster und mit Sand verfugte. Letztere sind allerdings bei weitem am häufigsten. Durch Materialanreicherung und biologische Prozesse findet im Laufe der Zeit eine Anreicherung mit organischem Kohlenstoff statt, während die Versickerungsfähigkeit für das Regenwasser nachläßt. Diasporen der Arten *Poa annua* und *Matricaria discoidea* können in großer Anzahl durch an Autoreifen anhaftenden Dreck verschleppt werden und somit rasch geeignete neue Lebensräume erreichen (GILBERT 1994, S. 18). Ähnliches gilt vermutlich auch für *Plantago major* und *Sagina procumbens*.

Interessant ist, daß Planzen mit einer weiten ökologischen Amplitude wie *Taraxacum officinale* agg. und *Poa annua* zur Ausbildung von genetisch an extreme Standorte wie Straßenränder oder Pflasterritzen besser angepaßten Ökotypen neigen (vgl. GILBERT 1994 zu *Taraxacum officinale* agg., HELLMUTH & SCHMIDT 1991 zu Annuellen an Straßenrändern, VELGUTH & WHITE 1998 zu *Poa annua* sowie WU & ANTONOVICS 1976 zu *Plantago lanceolata*). POSSELT (2000) berichtet über die züchterisch selektierte genetische Diversität bei *Lolium perenne*. Beim Deutschen Weidelgras fließen inzwischen 50% des produzierten Saatgutes in den nichtlandwirtschaftlichen Bereich und somit tauchen die entstehenden Pflanzensorten nicht zuletzt in den städtischen Rasenflächen subsponatan wieder auf. Hieran wird deutlich, daß Selektions- und Anpassungsprozesse, daß Prozesse der Evolution nicht nur in ferner Vergangenheit stattfanden, sondern auch gegenwärtig ablaufen (vgl. SUKOPP & al. 1979 zur Gattung *Oenothera*).
Geringfügige Unterschiede in der genetischen Ausstattung der Subspezies (vgl. SCHOLZ 1999 zu *Chenopodium lobodontum*) sowie die Hybridisierung innerhalb neophytischer Astern (dies betrifft z.B. den *Aster novi-belgii-* und den *Aster novae-angliae*-Komplex) zeigen die Grenzen des Begriffs und Konzepts der biologischen Art als Einheit, die z.B. von MISHLER & BRANDON (1998) diskutiert werden.

Die Frage, ab welcher genetischen und morphologischen Differenz zwei einander ähnliche Pflanzen zu einer Art gerechnet werden oder nicht, ist keine endgültig gelöste oder von vornherein beantwortete, sondern nur durch Konventionen lösbar.

Pflanzenarten, die mehrere Generationen pro Jahr ausbilden können, sind im Bodennutzungstyp Pflasterritzen bevorzugt. Entlang der sonnigen, breiten Hauptstraßen und im Bahnhofsbereich findet man in Stuttgarter Pflasterritzen häufig *Eragrostis minor*. Als weitere Arten, die mit abnehmender Trittbelastung typisch für Pflasterritzen sind, müssen *Arenaria serpyllifolia*, *Herniaria glabra* (besonders auf Bahnarealen),

Capsella bursa-pastoris, *Matricaria discoidea* und *Conyza canadensis* genannt werden. Bleibt die Sukzession der Pflasterritzen relativ ungestört, so treten an sonnigen Wuchsorten etwas höher wüchsige Arten wie *Solidago canadensis, Artemisia vulgaris, Sonchus oleraceus, Sisymbrium officinale, Lactuca serriola* und *Cirsium arvense* stärker in Erscheinung (vgl. KAHLERT 1998). Außerdem kann man gelegentlich die Grasarten *Poa subcoerulea*, *Calamagrostis epigejos* und *Poa compressa* beobachten. In wenig betretenen Ecken des Pflasters ist in der Stuttgarter Innenstadt innerhalb der Blockbebauungsquartiere *Galinsoga ciliata* sehr stetig vertreten, weniger im Seitenbereich der Straßen – vermutlich bedingt durch zu geringe Salz- und Herbizidresistenz. Vegetationsausprägungen wie die zuletzt geschilderten gehören zwar nicht zur typischen, relativ trittresistenten Pflasterritzenvegetation; da man jedoch regelmäßig derartige Sukzessionsstadien in Pflasterritzen findet, seien sie an dieser Stelle bereits erwähnt. Betrachtet man gößere Areale (nicht unbedingt zusammenhängende), so ist man erstaunt über die hohe Artenzahl, bedingt durch diejenigen Arten, die sich (oft) nur kurzfristig und mit wenigen Individuen in den Ritzen ansiedeln können. Hierzu gehören z.B. *Daucus carota*, *Paulownia tomentosa*, *Acer platanoides*, *Alliaria petiolata, Chelidonium majus*, *Chenopodium album*, *Medicago lupulina* und *Senecio viscosus*.

Deutlich macht sich bei der Besiedlung der Ritzen die relative Lage der Wuchsorte in Relation zu potentiellen Diasporenquellen bemerkbar. So ist z.B. *Galinsoga ciliata* in wenig betretenen, gepflasterten Ecken der Stuttgarter Innenstadt dann sehr häufig, wenn sie in naheliegenden Gartenbeeten anzutreffen ist und von dort aus nach temporären „Vernichtungskampagnen" immer wieder neue Besiedlungswellen starten kann. In den Randbereichen der Kernstadt, überall dort, wo z.B. trockene Wiesen angrenzen, kann *Daucus carota* in wenig betretenen Pflasterritzen wachsen, während man diese Art im Bereich des Central Business Districts fast immer vergeblich suchen wird. Wenngleich die Art hier potentielle Habitate hat, ist deren Besiedlung aufgrund der zumeist großen Entfernung zu Diasporenquellen unwahrscheinlich. An Wegrän-

dern ist *Cichorium intybus* mit zunehmender Nähe zum Außenbereich von Siedlungen häufiger zu finden. An diesen Beispielen zeigt sich einerseits ein Gradient vom Stadtzentrum nach außen hin, der durch das Diasporenpotential der umgebenden bzw. angrenzenden Pflanzenbestände vorgegeben ist. Vergleichbare Beobachtungen belegen KOWARIK (1983) am Beispiel der Vegetation auf Spielplätzen und LANGER (1992) am Beispiel der Vegetation entlang von Straßen. KOHL (1986, S. 135) bemerkt, bezogen auf eine pflanzensoziologische Untersuchung in Freiburg im Breisgau, daß fragmentarisch ausgebildete Gesellschaften in Richtung Stadtkern deutlich zunehmen.) Andererseits wird der geschilderte „Lagefaktor" überprägt durch die unterschiedlich intensive Pflegeintensität in verschiedenen Kernstadtbereichen (vgl. HARD 1982b und KLOTZ 1984). So ist beispielsweise *Galinsoga ciliata* in den Blockbebauungsbereichen der Stuttgarter Kernstadt auch wegen der dort relativ geringeren Pflegeintensität häufig anzutreffen. Weitere Hinweise zur Pflasterritzenvegetation finden sich bei GLAVAC (1996), GRIESE (1999), NEZADAL (1978), WITTIG (1991) und WOODELL (1979).

Ein Bodennutzungstyp, bei dem die unterschiedlich intensive Pflege ebenfalls eine entscheidende Rolle spielt, ist der schmale, meist nur wenige Zentimeter breite (jedoch oft sehr lange) bandartige **Saumbereich am Fuß von Mauern und Hauswänden** im Übergang zu gepflasterten Gehwegen, Straßen oder ähnlichem. Hierzu zählen auch schmale Ränder um Litfaßsäulen, Telefonkästen, Haltestellenhäuschen, Masten und weitere dauerhaft fixierte vertikale Objekte, sofern sie von Beton und Pflaster umgeben sind oder hieran angrenzen.

Diese Stellen haben insgesamt betrachtet die am spärlichsten ausgeprägte Vegetation. Zwei Pflanzenarten mit hervorragender Fernverbreitung, deren Diasporen anemochor verdriftet werden, erreichen die höchste Stetigkeit innerhalb dieses Bodennutzungstyps: *Taraxacum officinale* agg. und *Sonchus oleraceus*. Da an sehr vielen Mauerfüßen und Hauswandsäumen die spontane Vegetation jedoch abgekratzt, mit dem

Messer ausgestochen oder durch Herbizide entfernt wird, bleiben die meisten Stellen kahl und die Stetigkeit der meisten Arten ist vergleichsweise gering (siehe Tab. 10.13 im Anhang). Häufig ist ebenfalls *Conyza canadensis.* Immer wieder treten jedoch vereinzelt artenarme Dominanzbestände auf.

Unmittelbar entlang der genannten Strukturen besteht keine Beeinflussung durch Betreten und Befahren im Gegensatz „zum Normalfall" bei Pflasterritzen. Durch Windverdriftung, Kehrmaschinen und Wasseranschwemmung können sich in den Fugen an Mauerfüßen Staubablagerungen und Laubablagerungen bilden, die außer den eventuell von der Hauswand oder Mauerwand verwitternden Materialien zum dortigen Nährstoffreichtum beitragen. Weiterhin können sich leicht anemochor transportierte Diasporen ablagern. Mauerfußvegetation gleicht der Pflasterritzenvegetation, wenn in den Pflasterritzen ungestörte Sukzession ablaufen kann. Dementsprechend findet man häufiger Arten wie *Lactuca serriola, Capsella bursa-pastoris, Chelidonium majus, Hordeum murinum, Bromus sterilis, Lapsana communis, Geranium robertianum, Solidago canadensis* und *Stellaria media.* Typisch für Mauerfüße sind ebenfalls *Ailanthus altissima* und *Paulownia tomentosa*.

Entlang von Gartenmauern trifft man immer wieder einmal auf *Antirrhinum majus, Aquilegia vulgaris, Centaurea montana, Centranthus ruber, Muscari armeniacum, Lavandula officinalis* und *Sedum album.* Hierfür ist wiederum die relative räumliche Lage dieser Mauern zu den angepflanzten Exemplaren in den Gärten entscheidend. Sofern die verwilderten Zierpflanzen einen hübschen Blühaspekt haben und nicht als Unkraut angesehen werden, bleiben sie an diesen Stellen von Hacke und Gift verschont: gewissermaßen durch ästhetisch bedingte anthropogene Selektion. Diese Vermutung bestätigt sich bei gezielten Nachfragen an einige Gartenbesitzer.

Innerhalb der Blockbebauung findet man entlang von Hauswänden an deren Fuß außer dem schon erwähnten *Galinsoga ciliata* immer wieder einzelne Exemplare von *Mycelis muralis* und Bestände von *Pseudofumaria lutea*. Am Rande sei erwähnt, daß *Galinsoga ciliata* und *Pseudofumaria lutea* als gegen starke Winterkälte empfindliche Arten entlang der Mauersockel von Gebäuden der Blockbebauung die kalten Winter gut überstehen können. Ähnliches gilt für *Oxalis corniculata*, den man hier mit Ausläufern bis zu 50cm Länge (die sich im Verlaufe einiger Jahre bilden können) finden kann. Die geschilderten Beobachtungen stammen aus Tübingen und Stuttgart.

An den genannten Stellen ist es häufig nicht mehr sinnvollerweise möglich, von Pflanzengesellschaften auszugehen, da nicht selten über größere Strecken nur ein Exemplar einer Pflanzenart vorkommt und nicht einmal mehr artenarme Dominanzbestände. Wenngleich die Mauerfüße und Hauswandsockelbereiche zeitweise recht stark austrocknen, kann man diese nicht grundsätzlich als trocken bezeichnen, denn bei Regenschauern kann das Wasser rasch in den Ritzen einsickern und ist danach durch die umgebenden bedeckenden Materialien gegen Verdunstung gut geschützt.

Sinnvoll ist es, bei Mauern Mauerfüße, Mauerfugen und Mauerkronen zu unterscheiden (siehe BÖCKER & REIDL 1995 im Gegensatz zu KUNICK 1974), wenngleich manche Arten, wie z.B. *Chelidonium majus* oder *Pseudofumaria lutea*, an Mauerfüßen und in Mauerfugen wachsen. Die Verbreitung von Pflanzenarten durch Ameisen (wie beim Gelben Lerchensporn und beim Schöllkraut) hat bei der Besiedlung der genannten Strukturen eine relativ große Bedeutung. Mauerkronen wurden im Rahmen der vorliegenden Dissertation nicht untersucht. Mauerfüße und Säume entlang von Hauswänden sind floristisch gesehen kaum voneinander zu unterscheiden. In dieser Arbeit werden Mauerfuß- und Hauswandsockelsäume, die an Wiesen oder Rasen angrenzen, nicht betrachtet. In diesen Fällen stellt sich zumeist, sofern nicht regelmäßig gemäht wird, eine Mischung aus Arten der angrenzenden Bodennutzung, d.h. aus Arten der Rasen oder Wiesen und aus nitrophytischen Saumarten (insbesondere *Urti-*

ca dioica, *Aegopodium podagraria*, *Alliaria petiolata* und *Geum urbanum*), ein. Beispiele hierzu finden sich bei SCHULTE & VOGGENREITER (1988, S. 496).

Entlang der Mauerfüße und Hauswandsockel, generell entlang vertikaler Strukturen in teilversiegelter Umgebung, läßt sich zeigen, daß sich die Vegetation an diesen Stellen nicht selten mit den sich verändernden Einflußfaktoren graduell ändert. Die Pflanzenarten der Säume und der Trittpflaster sind nicht durch eine abrupte Grenze voneinander getrennt, sondern greifen in den jeweils anderen Bodennutzungstyp über. Beispiele hierzu finden sich z.B. in Zeichnungen bei HARD (1982b). Solche weichen Gradienten können mit dem Konzept der Bodennutzungstypen nicht adäquat veranschaulicht werden. Hierzu eignen sich großmaßstäbige Zeichnungen (z.B. im Maßstab 1:100 oder 1:500) wesentlich besser (vgl. HARD 1982b). Bei steilen Gradienten, d.h. bei abrupter und sehr deutlicher Änderung der Nutzungseinflüsse und der vorkommenden Pflanzenarten hingegen, sind Bodennutzungstypen leicht voneinander abgrenzbar. Pauschal kann man sagen, daß steile Gradienten mit geometrischen Abgrenzungsmustern in regelmäßig genutzten Siedlungsbereichen dominieren, während bei Sukzessionsstadien auf Brachen eher weiche Gradienten mit unregelmäßigen Mustern der Vegetationsabgrenzung das Bild bestimmen (vgl. hierzu die Vegetationskarte des Potsdamer Bahnhofes nach ca. 20 Jahren ungestörter Vegetationsentwicklung bei SUKOPP & al. (1974) im Vergleich zu einem genutzten Wohngrundstück bei HARD (1998, S. 94).

Im Übergang vom Mauerfuß zur Mauerkrone befinden sich als Lebensraum der höheren Pflanzen die **Mauerfugen**. In Stuttgart bestätigt sich einmal mehr ein Ergebnis von GÖDDE (1987b), demgemäß im allgemeinen erst Fugen ab einem Alter von ca. 40 Jahren von krautigen Pflanzen besiedelt werden (vgl. ebenfalls GRIESE 1999, S. 156). Die Zersetzung des Mörtels ist zuvor entweder noch nicht so weit fortgeschritten, daß genügend Bodenmaterial als Substrat zur Verfügung steht, oder der pH-Wert ist

noch derart hoch, daß den Pflanzenarten ein Wachstum nicht möglich ist. Frischer Kalkmörtel hat einen pH-Wert von ca. 11 (vgl. WITTIG 1991, S. 154).
Für das Vorkommen von Vegetation in Mauerfugen ist der Materialwandel in der Baubranche von Bedeutung. Wurde früher, um die Wende vom 19. zum 20. Jahrhundert, noch der sich leichter zersetzende Kalkmörtel verwendet, so kommt heute der härtere, schwerer zersetzbare Zementmörtel zum Einsatz, sofern nicht mit Beton gearbeitet wird und keinerlei Mörtel mehr gebraucht wird. Weiterhin findet man dort für Pflanzen besiedelbare Fugen, wo verputzte Mauern Risse bekommen haben. Dies gilt besonders für Gartenmauern, die lange Zeit nicht ausgebessert werden.

Die meisten Fugen im Stuttgarter Untersuchungsgebiet, auch solche, die nach den oben genannten Kriterien potentiell besiedelbar sind, tragen keinerlei Vegetation. Aus diesem Grund sind in Tab. 5.3 die Mauerfugen nicht aufgeführt, denn die Stetigkeit der häufigsten Pflanzenarten ist bezogen auf die potentiellen Wuchsorte gering. Stetigkeitsstufe II wird bei dieser Betrachtungsweise nicht erreicht. Die Anzahl der Mauern besiedelnden Arten ist dennoch hoch. Bei einer Untersuchung in Zürich konnten 230 verschiedene Pflanzenarten gefunden werden (GUGGENHEIM 1998). Auf Stadtmauern in Deutschland notierte BRANDES (1992) 221 Gefäßpflanzenarten.

Als Mauervegetation werden immer wieder einige wenige Pflanzenarten, nämlich z.B. *Asplenium ruta-muraria, Asplenium trichomanes, Cymbalaria muralis* und *Cystopteris fragilis* genannt. Diese Arten zeigen zwar eine enge Bindung an Mauerfugen, sind aber nicht die häufigsten an diesen Stellen. Hierzu gehören demgegenüber in Stuttgart *Taraxacum officinale* agg., *Conyza canadensis, Betula pendula, Chelidonium majus* und *Sambucus nigra*. Als die Mauern überwachsend findet man *Hedera helix* an schattigen Stellen sowie *Clematis vitalba* und *Parthenocissus inserta* an sonnigeren Stellen. Die bedeutsamsten Gräserarten sind *Poa annua, Poa compressa* und *Poa nemoralis*. Auch bei den Untersuchungen von PAYNE (1978) in Essex sowie von KAIRIES &

DAPPER (1988) in West-Berlin zeigt sich, daß die typischen Mauerfugenpflanzen nicht die stetigsten Pflanzen der Mauerfugen sind.

Einerseits ist eine Dominanz von windverbreiteten Arten an Mauern erkennbar, die auch in anderen Bodennutzungstypen häufig vorkommen. Andererseits wird die Abhängigkeit der Besiedlung von Diasporenquellen aus der Umgebung evident. So findet man an Gartenmauern auffällig oft Gartenflüchtlinge wie *Antirrhinum majus, Cerastium tomentosum, Pseudofumaria lutea, Cymbalaria muralis* oder *Solidago canadensis*. Ebenso fallen immer wieder Keimlinge von Bäumen auf (z.B. von *Acer platanoides, Ailanthus altissima, Betula pendula, Salix caprea* oder *Taxus baccata*), deren Herkunft von den Elternexemplaren in der näheren Umgebung offensichtlich ist.

Zunächst überraschend erscheinen für den Lebensraum „Mauerfuge" Pflanzenarten wie z.B. *Helianthus annuus*, die in einer Turmmauer (bei ca. 10m Höhe) in der Nähe von Tübingen entdeckt wurde. BRANDES (1992, S. 317) teilt einen Fundort der Sonnenblume auf einer Mauer in Norddeutschland mit. Andererseits lassen sich solche Funde erklären, wenn man bedenkt, daß Diasporenverbreitung durch Vögel hierfür verantwortlich sein dürfte.

Aspekte des Naturschutzes der Vegetation von Mauerfugen werden z.B. bei BÖSSNECK & SCHIKORA (1998), GUGGENHEIM (1998) und HECKMANN (1992) behandelt.

Offenbar unterscheidet sich die typische Mauervegetation mit *Asplenium ruta-muraria, Cymbalaria muralis* oder *Pseudofumaria lutea* von der Vegetation der Mauern, deren Arten eine weitere Standortamplitude haben.

Zwar lassen sich ganz gezielt Stellen aufsuchen, an denen man eher auf die typische Mauervegetation stößt; dabei handelt es sich um solche Mauern, die älter als ca. 100 Jahre sind und wo die Wahrscheinlichkeit einer intensiven Pflege gering ist. Das sind z.B. alte Friedhofsmauern (vgl. SUKOPP 1990, S. 278), alte Ufermauern und Stadtmauern (BRANDES 1992), Mauern bei Kirchen, alten Gutshäusern, Burgen und ähn-

lichen historischen Bauten. Überproportional häufig vertreten sind darunter Mauerbauten im Besitz der öffentlichen Hand, wo die Pflegeintensität oft geringer ist als bei Gebäuden und Mauern in Privatbesitz.

Jedoch sind auch an der historischen Bausubstanz durch Pflegemaßnahmen (z.B. durch mechanisches Entfernen mit der Drahtbürste, seit einiger Zeit vermehrt durch den Einsatz von Sandstrahlgeräten) viele Pflanzenbestände verlorengegangen und an den jüngeren Mauern dominieren andere, tendenziell ubiquitär vorkommende Pflanzenarten.

In Stuttgart trifft man häufig, besonders im Bereich der Blockbebauung an Gartenmauern, auf *Pseudofumaria lutea*, eine alte Zierpflanze, die nach GRIESE (1999, S. 88) derzeit in städtischen Siedlungen wieder häufiger angepflanzt wird. Meistens wurde der Gelbe Lerchensporn an Mauern gefunden, die an der gegenüberliegenden Seite übererdet waren (sogenannte Stützmauern) und die gemäß den bodenkundlichen Untersuchungen als zeitweise sickerfeucht und nährstoffreich eingeschätzt werden müssen. Daß es sich hierbei nicht nur um eine zufällige Beobachtung handelt, sondern um eine Entsprechung zwischen den Standortbedingungen und dem Vorkommen der Pflanzenart, erhärten zwei Literaturhinweise (WILMANNS 1990, S. 57 und WITTIG 1991, S. 138).

Während ein weiterer Gartenflüchtling, *Cymbalaria muralis*, ebenfalls recht oft zu finden ist, wurde *Parietaria judaica*, die für das Parietarietum namengebende Pflanzenart, in Stuttgart nicht entdeckt. Von einem historischen Vorkommen des Mauer-Glaskrauts, das an luftfeuchte, milde Lagen gebunden ist, berichtet SEYBOLD (1969) aus der Stuttgarter Panoramastraße.

SCHOLZ-LAMBOTTE & LÖSCH (1996) untersuchen einige typische Mauerfugengesellschaften und ordnen sie in ein Ökogramm in bezug auf die Feuchte und den Lichthaushalt ein. Dabei zeigt sich, daß entsprechend der großen ökologischen Amplitude der beteiligten Arten die Pflanzengesellschaften hinsichtlich der Standorteigenschaften überlappen. Deutlich abgesetzt ist lediglich die *Asplenium-Cystopteris*

fragilis-Gesellschaft, welche die schattigsten und feuchtesten Standorte einnimmt. *Asplenium ruta-muraria* und *Cymbalaria muralis* haben hinsichtlich des Lichthaushalts eine weite Amplitude. Jedoch deuten die Beobachtungen in Stuttgart darauf hin, daß die Mauerraute an noch schattigeren Wuchsorten gedeihen kann. Aussagen zur bevorzugten Exposition der Mauern mit den beiden pflanzensoziologisch beschriebenen und in Deutschland oft untersuchten Mauerfugengesellschaften, dem Asplenietum trichomano-rutae-murariae und dem Cymbalarietum muralis, erscheinen gewagt. Diesbezügliche Angaben von MÜLLER (1998, S. 178) und WERNER & al. (1989) widersprechen sich fast diametral. In Stuttgart ist auffällig, daß im Durchschnitt der Verwitterungsprozeß des Mörtels an Fugen mit *Cymbalaria muralis* deutlich weiter fortgeschritten ist als an solchen mit *Asplenium ruta-muraria.* An schattigen Hinterhofmauern der Stuttgarter Blockbebauung wurde hin und wieder *Dryopteris filix-mas* gefunden, der dort kleinwüchsiger bleibt als in den Laubwäldern der Umgebung.

Hinsichtlich des Materials sind am häufigsten durch Vegetation besiedelt: alte Sandsteinmauern aus Stubensandstein, gefolgt von alten, unverputzten Backsteinmauern und weiteren Materialien, die nicht exakt benannt, von denen die meisten aber unter der Rubrik „neuere Natursteinmauern“ zusammengefaßt werden können. Letztere fanden sich überwiegend in den Bereichen der Einzelhausbebauung aus den 50er und 60er Jahren des 20. Jahrhunderts, während Sandstein- und unverputzte Backsteinmauern vorwiegend in der Blockbebauung anzutreffen sind. Sofern die beiden typischen Pflanzengesellschaften der Mauern, das Asplenietum trichomano-rutae-murariae und das Cymbalarietum muralis auftreten, stehen die Beobachtungen in Stuttgart in Übereinstimmung mit denen von HARD (1986 und 1997), der sie in gründerzeitlichen Wohnquartieren und in Mauerfugen an Brachen in Altbau-Wohnquartieren verortet. Hier dominieren in Stuttgart die Sandsteinmauern, die sehr häufig, aufgrund der Kessellage der Kernstadt, als Stützmauern ausgeprägt sind. Allgemein übersehen und unterschätzt werden Risse im Verputz von Fundamenten und in verputzten Gartenmauern, die nicht auf die Blockbebauung konzentriert bleiben.

Hier findet man oft nur ein Exemplar einer Pflanzenart oder weniger als vier Pflanzenarten in nur wenigen Exemplaren ohne eine Charakterart der sogenannten typischen Mauervegetation. Möglicherweise bleiben diese Wuchsorte deshalb zumeist unbeachtet.

Hinsichtlich der Lebensformen sind zwei Pflanzengruppen auf Mauern überdurchschnittlich oft anzutreffen: Phanerophyten und Therophyten, besonders solche, deren Diasporen klein, zahlreich und gut transportabel sind (z.B. *Betula pendula* und *Taraxacum officinale* agg.). Während Therophyten prinzipiell an neu zu besiedelnden Wuchsorten in Städten zu den Pionieren gehören, gilt dies lediglich für wenige Phanerophyten. Therophyten können rasch, immer wieder neu von angrenzenden Lebensräumen einwandernd, auf Mauern Fuß fassen und ungünstige Perioden als Diasporen überdauern. Phanerophyten verfügen über eine andere Strategie: Wenn sie sich erst einmal angesiedelt haben, können sie ein ausgeprägteres Wurzelsystem aufbauen, tiefer liegende Wasservorräte erschließen und hierdurch zeitweilige Trockenperioden überstehen, vorausgesetzt, der Verwitterungsprozeß der Mauerfugen ist weit genug fortgeschritten. Interessant ist in dem Zusammenhang eine Beobachtung von BRANDES (1992, S. 333), der das weitgehende Fehlen von spontaner Vegetation an sehr schmalen Stadtmauern mit zu geringer Wasserkapazität begründet. Gemäß GUGGENHEIM (1998, S. 278) können dicke Mauern im Innern frostfrei bleiben – hierdurch ließen sich Funde des frostempfindlichen Götterbaumes in Stuttgarter Mauerspalten besser erklären. Aufgrund der Beschattungswirkung durch die aufgelaufenen Keimlinge von Bäumen und Sträuchern kann es langfristig zu Sukzessionsprozessen und zu Lichtkonkurrenz zwischen den Lebensformengruppen der Mauerfugen kommen.

Was in europäischem Maßstab Gültigkeit hat (SEGAL 1969), nämlich daß in atlantischem, mildem und luftfeuchtem Klima das Wachstum von Mauerpflanzen bzw. deren Artenvielfalt hoch ist, gilt ebenfalls in lokalem Maßstab innerhalb der Siedlungen für Lagen entlang von Flüssen und Kanälen. Weiterhin ist die Mauervegetation umso

vielfältiger, je älter und ungepflegter die Mauern sind (WOODELL & ROSSITER 1959).

Die **Schotter- und Grusflächen** auf Bahnarealen gehören zu den trockensten und aus der Sicht des Naturschutzes bedeutsamsten städtischen Lebensräumen. Neben dem Herbizideinsatz ist daher der Bodenwasserhaushalt als Einflußfaktor für die Vegetationsausprägung äußerst bedeutsam (BRANDES 1983).[4]

Die Stuttgarter Untersuchungen beschränken sich auf solche Flächen, die entweder im Bereich der Straßenbahn bzw. U-Bahn oder der Eisenbahn liegen. Nicht betrachtet werden geschotterte Pkw-Parkplätze bzw. von Pkws oder Lkws befahrene Schotterwege und Lagerflächen. Diese können zusammenfassend als „verdichteter Schotter" bezeichnet werden. Man findet hier je nach Nutzungsintensität und Entwicklungsdauer eine Mischung zwischen Trittpflanzen, Arten der Rasen und Wiesen bis hin zu nur spärlichem Therophytenbewuchs.

Bevor die untersuchten Gleisbereiche näher erläutert werden, zunächst einige grundsätzliche Bemerkungen zur Vegetationsausprägung auf Bahnarealen. Diese lassen sich grob in unterschiedlich genutzte Bereiche unterteilen:

An den Rändern und Bahnböschungen findet man zumeist entweder wiesenartige Bereiche oder Gebüsche und/oder Wäldchen.

Die Wiesen, wobei *Arrhenatherum elatius*, *Poa angustifolia* und *Agropyron repens* zu den dominierenden Gräserarten gehören, sind mit zahlreichen trockenheitstoleranten und als Ruderalisierungszeiger geltenden Pflanzenarten angereichert (vgl. GRUNDMANN 1993).

[4] Durch ökologische Untersuchungen an Berliner Kiesdächern konnten DARIUS & DREPPER (1984) eindrucksvoll nachweisen, wie sich mit der Abnahme der Kiesauflage das Vegetationsspektrum zu den am meisten Trockenheit ertragenden Arten hin verändert. Der sukzessive Wandel des Pflanzenartenspektrums unter Konkurrenzbeziehungen, je nach den artspezifischen Eigenschaften, ist ebenfalls in einer Langzeituntersuchung zu extensiver Dachbegrünung bei LIESECKE (1998) dokumentiert.

Die Gebüsche werden aus Arten wie *Cornus sanguinea*, *Sambucus nigra* und *Prunus spinosa* aufgebaut, die teilweise von *Clematis vitalba* und von verschiedenen *Rubus*-Arten (wie z.B. *Rubus caesius* und *Rubus armeniacus*) überrankt sowie von Baumarten wie *Betula pendula*, *Acer platanoides*, *Acer campestre*, *Salix caprea* und *Robinia pseudo-acacia* durchragt werden.

Die betretenen Abschnitte der Bahnsteige und angrenzenden Gehwege tragen die typische Pflasterritzenvegetation, angereichert um speziell im Bahnhofsbereich häufigere Arten wie *Herniaria glabra* und *Eragrostis minor*. Das Kahle Bruchkraut und das Kleine Liebesgras findet man in Stuttgart ebenfalls auf einigen größeren innerstädtischen Plätzen und Verkehrsinseln.

Der weitaus überwiegende Teil des Bahnareals wird von schotter- und grusbedeckten Flächen eingenommen. Um diese Flächen ohne nennenswerte Bodenverdichtung geht es im folgenden. Während im unmittelbaren Bereich des Schienenstrangs Schotter eingesetzt wird, findet man in den Bereichen zwischen unterschiedlichen Schienensträngen häufig grusige Materialien (z.B. Schlacken). Dies gilt für die Areale der Eisenbahn; im Schienennetz von S- und U-Bahnen kommt sehr viel seltener Grus zum Einsatz. Die Gleisflächen und Zwischengleisflächen weichen teilweise in ihrer Vegetationsausprägung deutlich voneinander ab. Die Unterschiede werden später erläutert. Es wurden jedoch keine getrennten Vegetationserhebungen durchgeführt.

Weiterhin muß man berücksichtigen, daß im Gleisbereich die Bekämpfung der spontanen Vegetation unterschiedlich intensiv ist. Auf den meist befahrenen Strecken kann im unmittelbaren Gleisbereich kaum Vegetation dauerhaft wachsen. Lediglich ab und zu findet man einzelne Pflanzen von *Convolvulus arvensis*, Brombeerarten oder *Clematis vitalba* seitlich einwachsen. Da an solchen Streckenabschnitten regelmäßiger Zugverkehr herrscht, läßt sich hier nur unter Lebensgefahr kartieren, ohne daß der reguläre Fahrplan unterbrochen würde. Wenngleich auch diese Flächen betrachtet

wurden, beziehen sich die Angaben zur Stetigkeit der häufigsten Pflanzen auf lockerem Schotter und Grus im Gleisbereich (vgl. Tab. 5.3) auf Zwischengleisflächen sowie auf gering und wenig genutzte (z.B. Nebengleise und Abstellgleise) oder seit einiger Zeit nicht mehr genutzte Gleisareale, die ohne Gefährdung betretbar sind.

Zu den Arten mit der höchsten Stetigkeit zählen *Geranium robertianum*, *Daucus carota*, *Lactuca serriola*, *Chaenorrhinum minus*, *Clematis vitalba* und *Vulpia myuros*. Die höchste Deckung wird von *Geranium robertianum* erreicht, während *Vulpia myuros* oder *Chaenorrhinum minus* zumeist nur kleinflächig vorhanden sind.
Wegen der besseren Übersicht sind in Tab. 5.3 nur einige typische Arten aufgeführt. Weitere stetig auf Gleisarealen vorkommende Pflanzenarten sind *Arenaria serpyllifolia*, *Artemisia vulgaris*, *Buddleja davidii*, *Calamagrostis epigejos*, *Conyza canadensis*, *Euphorbia cyparissias*, *Equisetum arvense*, *Hypericum perforatum*, *Linaria vulgaris*, *Melilotus albus*, *Pastinaca sativa*, *Poa compressa*, *Reseda lutea*, *Senecio viscosus*, *Senecio vulgaris* und *Solidago canadensis*.
Manche, besonders die kleinwüchsigen Arten haben im grusigen Zwischengleisbereich ihren Schwerpunkt. Hierzu zählen *Arenaria serpyllifolia*, *Senecio viscosos*, *Senecio vulgaris* und *Vulpia myuros*. Nach HOLLER (1883) konnte man früher sogar manchmal nachweisen, welches Material auf der jeweiligen Strecke transportiert wurde. Bei einer doppelspurigen Bahnlinie zeigte er, daß die Adventivpflanzen vor allem an der Linie wuchsen, wo der Getreidetransport stattfand. Besonders viele Adventivarten wuchsen in Kurven.
Bei der heutigen Transport- und Verladetechnik, die durch den Einsatz von Containern geprägt ist, bleibt der Diasporenverlust auf der Strecke und an den Verladebahnhöfen vergleichsweise minimal.

Am Beispiel von Bahnstrecken lassen sich gut unterschiedliche Bekämpfungsverfahren und Unterschiede in der Pflegeintensität aufzeigen. Vor 1900 wurde Spon-

tanvegetation großflächig abgeflämmt, stellenweise auch mechanisch entfernt. Durch den Funkenflug, der mit dem Dampflokbetrieb verbunden war, konnten ohne diese Maßnahmen leicht Brände entstehen. Nach WILMANNS (1990, S. 60) wurden deshalb die Brombeeren, die Feuer gut widerstehen, zu regelrechten Bahndammpflanzen. Etwa seit den 40er und 50er Jahren des vergangenen Jahrhunderts kommen Herbizide zum Einsatz. GILBERT (1994, S. 98) bemerkt, daß während des Zweiten Weltkrieges die Pflegeintensität der Gleisanlagen der Güterbahnhöfe extensiver betrieben wurde als zuvor, so daß günstige Bedingungen für die Spontanvegetation gegeben waren. Bis 1996 hielt die Deutsche Bundesbahn vorwiegend mit dem Herbizid Diuron (einem Bodenherbizid, das die Photosynthese hemmt) ihre Gleise frei, solange, bis dieser Stoff vermehrt im Grundwasser auftauchte. Seitdem werden die Pflanzen mit Heißdampf verbrüht, lokal wird ein Blattherbizid namens Glyphosat eingesetzt. Während auf den Hauptstrecken Sprühzüge das Gift verteilten, wurde die Arbeit im Bereich der Nebengleise öfter von Arbeitern mit Rückenspritzen übernommen.

Hieraus ergibt sich für die Vegetation, daß im Bereich der Hauptstrecken lediglich teilweise herbizidresistente bzw. tiefwurzelnde Arten wie *Convolvulus arvensis*, *Hypericum perforatum* und *Equisetum arvense*, sogenannte Wurzelkriechpioniere, wachsen bzw. seitlich einwachsen können, die durch die Herbizidapplikation nur kurzzeitig geschädigt werden und sich aus den Rhizomen schnell regenerieren können.

Im Bereich der Nebengleise und Verladebahnhöfe hingegen ist die Bekämpfung nicht immer ebenso effizient und rigoros, so daß hier weitere Arten gedeihen können (vgl. auch VOGEL 1996). Während der grobe Schotter der Hauptstrecken so humusarm wie möglich bleiben soll und nach GILBERT (1994, S. 93) in England sogar alle 10 Jahre von Humus gereinigt wird, um den schnellen Wasserabfluß und die Stabilität des Bahnschotterkörpers zu gewährleisten, ist in den beprobten Strecken der Nebengleise in Stuttgart durchaus eine Humusbildung festzustellen, die jedoch – nicht selten als Zwischenschichtboden ausgeprägt – so gering ist und so weit unter der Oberkante

des Schotterbetts liegt, daß kleinwüchsige Arten nicht bis zur Oberfläche dringen können.

Im Gegensatz dazu sind die Zwischengleisflächen, besonders, wenn sie aus Schlacke aufgebaut sind, sehr humusreich, jedoch ebenfalls nährstoffarm. Befindet sich das Substrat, wie in diesen Gleisabschnitten, nahe der Oberfläche, so können ausbreitungsstarke Therophyten wachsen, die bis zu den Sprühkampagnen (die zumeist im Sommer stattfinden) schon zur Samenreife gelangt sind. Andererseits ist dort der Gifteinsatz nicht ebenso stark wie im unmittelbaren Gleisbereich, so daß weitere relativ herbizidresistente Arten wie *Arenaria serpyllifolia*, *Salsola ruthenica* und *Senecio viscosus* dort wachsen können. Ein kleinräumiges Mosaik von durch Herbizide regulierten Fragmentgesellschaften im Zwischengleisbereich beschreibt HARD (1989, S. 218), wobei die herbizidempfindlichste Einheit, die Natternkopf-Königskerzengesellschaft den größten Abstand zum unmittelbaren Gleisbereich aufweist. Je nach Pflegeintensität (d.h. Herbizideinsatz) beobachtete er zwischen 1980 und 1985 auf dem Bahngelände in Cloppenburg ein „Pendeln" zwischen herbizidresistenteren und weniger herbizidresistenten Vegetationseinheiten. In Berlin fielen nach dem Zweiten Weltkrieg weitläufige Bahnanlagen brach. Ein entsprechendes Vegetationsmosaik stellen BÖCKER & al. (1998, S. 151) dar. Eindrucksvoll zeigt sich an diesem Beispiel, daß sich noch erstaunlich lange im unmittelbaren Gleisbereich die Spuren des Herbizideinsatzes in der Vegetation widerspiegeln. Den Ablauf von Sukzessionsprozessen auf Schotterflächen veranschaulichen KOWARIK (1986, S. 76) und REIDL (1992, S. 138).

Auch heute noch sind Bahnhöfe Ausbreitungszentren für wärmeliebende Arten, wenngleich durch die veränderten Gütertransportbedingungen bei weitem nicht mehr so viele Arten eingeschleppt werden wie früher. Im Bereich des Stuttgarter Hauptbahnhofs konnte man z.B. im Jahr 1999 spontane Paulownien beobachten, die an einem grundwasserfernen Wuchsort im Gleisschotter gedeihen. Interessant ist dabei,

daß sich der Fundort im durch Regenwasser nicht unmittelbar beeinflußten Hallenbereich des Kopfbahnhofs befindet, und zwar genau in den linearen Abschnitten, wo von den einlaufenden Zügen das Wasser seitlich abtropfen kann. In diesem Streckenabschnitt findet man pro Paulownie etwa 50 bis 100 kleine Pflanzen des Götterbaumes, während ansonsten fast keine weiteren spontanen Arten vorkommen.
Gemäß LANGE (2000) tritt das Schmalblättrige Greiskraut in Stuttgart hauptsächlich auf Bahnarealen der niederen Lagen (um 250m herum) auf und befindet sich in Ausbreitung. *Senecio inaequidens* würde erst bei Temperaturen von –12°C erfrieren und werde daher durch milde Winter gefördert.

Die bekannte Bedeutung der Gleisareale für den Naturschutz wird durch ein im Rahmen des Projektes Stuttgart 21 erstelltes Gutachten (LANDESHAUPTSTADT STUTTGART – AMT FÜR UMWELTSCHUTZ 1997) erneut eindrucksvoll belegt. Die entsprechenden Wuchsorte sind mittlerweile zerstört. „Diasporentransplantationen" an andere Stellen aus abgesiebtem Bodenmaterial waren geplant, wurden jedoch wegen der hohen Schwermetallbelastung wieder aufgegeben.

Untersuchungen in verschiedenen Städten Deutschlands (vgl. BÖCKER 1989, S. 30 für Berlin, GÖDDE & al. 1995, S. 163 für Düsseldorf, SCHULTE 1985, S. 107 für Bochum sowie ZINOW & MEURER 1995, S. 312 für Karlsruhe) zeigen übereinstimmend, daß Gleisareale neben alten Industrie- und Gewerbegebieten und alten Friedhöfen zu den artenreichsten städtischen Bebauungstypen gehören. Zwischen Bahn- und Industriegelände bestehen in standörtlicher Hinsicht einige Übereinstimmungen, wie an dem Verbreitungsmuster vieler spontaner Pflanzenarten erkennbar ist (vgl. SCHULTE & VOGGENREITER 2000, S. 46). Zur Trockenheit neigende, durchlässige Substrate bei intensiver Sonneneinstrahlung sind für weite Bereiche beider Bebauungstypen charakteristisch.

Pflanzensoziologische Gliederungen der Vegetation auf Bahnarealen findet man z.B. bei BRANDES (1983) und bei TSCHÄPELLER STUBER (1995). HARD (1989) teilt die durch Herbizideinsatz geprägte Vegetation in fünf ökologische Gruppen ein („Wurzelkriecher", kurzlebige „Samenunkräuter", Arten aus Heide- und Magerrasen, Arten therophytischer Trittgesellschaften und sonstige) und bemerkt, daß die jeweils auftretende Kombination der „Herbizidpflanzen" oft zufällig zu wechseln scheint und nicht selten Arten aller Gruppen sich mischen. Gleitende Übergänge in der Artenkombination seien daher die Regel. Um einen repräsentativen Ausschnitt der herbizidgeprägten Vegetation auf Schotter und Grus zu erfassen, sind die Stuttgarter Untersuchungsflächen mit durchschnittlich ca. 250m² recht groß. Bei der Aufnahme von Sigma-Gesellschaften arbeitet KOHL (1986) im Bereich der Bahnanlage allerdings mit noch größeren Flächeneinheiten.

Neuerdings findet man in Stuttgart einige Arten, z.B. *Dianthus carthusianorum* im Bahnhofsbereich und darüber hinaus, deren Herkunft zunächst rätselhaft erscheint, bis bekannt wurde, daß die entsprechenden Arten in Saatgutmischungen enthalten waren, mit denen auf nahegelegenen Gebäuden Dachbegrünungen durchgeführt wurden. Vergleichbares gilt ebenfalls für Funde von *Petrorhagia saxifraga*, solange bis bekannt wurde, daß die Art durch Fachpersonal aus Naturschutzkreisen angesalbt wurde. Das Wissen um derartige Zusammenhänge gehört zur Interpretation des aktuellen Vegetationsmosaiks dazu.

Nach Angaben der Deutschen Bahn AG hat der Bewuchs entlang der Bahnlinien mittlerweile derart zugenommen, daß auf die erneute Genehmigung von Bodenherbiziden hingewirkt wird (HAAS 2000). Für die Region Stuttgart kann eine Zunahme der Deckung spontaner Vegetation zwar nicht pauschal, jedoch lokal an vielen Stellen bestätigt werden. Bei dem seit 1996 praktizierten Einsatz von Heißdampf können die Sprühzüge mit maximal 5km/h fahren, während die „Herbizidzüge" bis zu 80km in der Stunde zurücklegen können.

An den Beispielen zeigt sich nicht nur der Mosaikcharakter der Vegetation und der dominante Einfluß der Herbizide. Es zeigt sich auch, daß historische, teilweise periodisch verlaufende Pflegeintensitäten die Zusammensetzung der spontanen Vegetation im Gleisbereich besonders auffällig prägen. Die in der Vegetationskunde bis heute vorherrschende Auffassung, daß Pflanzengemeinschaften gesetzmäßig von ihrer Umwelt abhängig sind (ELLENBERG 1956, S. 37) haben zu deterministischen Vorstellungen über die Zusammensetzung der Vegetation geführt, die in Siedlungen, besonders auf Bahnarealen, auf eine harte Probe gestellt werden. Der nicht gesetzmäßig vorhersehbare Eingriff des Menschen und auch der nicht vorhersehbare Einfluß von Witterungsbedingungen (die von Jahr zu Jahr schwanken) lassen Regeln oder probabilistische Modelle als geeigneter für die Prognose der Präsenz von Pflanzenarten erscheinen als Gesetze.

Zur Verwendung von Bodennutzungstypen bei vegetationskundlichen Arbeiten in städtischen Siedlungen läßt sich zunächst folgendes zusammenfassend feststellen:

Sie eignen sich zur Einschätzung und Prognose des Vorkommens stetiger Pflanzenarten in relativ homogen genutzten Bereichen städtischer Siedlungen. Abrupte räumliche Grenzen zwischen Bodennutzungstypen (und der entsprechenden spontanen und/oder subspontanen Vegetation) erleichtern deren Abgrenzung. Je unregelmäßiger zeitliche und räumliche Nutzungswechsel stattfinden, umso schwieriger wird es, eine prognostizierende Aussage zur vorkommenden Vegetation zu treffen.

Der dominante Einfluß der Nutzung kann ein zufällig erscheinendes Nebeinander-Vorkommen von in ökologischer Hinsicht sehr unterschiedlichen Pflanzenarten in einem Bodennutzungstyp und in einer konkreten Aufnahmefläche zur Folge haben. Ein in gewisser Weise hierzu analoges Verfahren (analog insofern, als ebenfalls der floristisch-ökologischen Heterogenität, die sich in unterschiedlichen Pflanzengesellschaften widerspiegelt, Rechnung getragen wird) wird von einigen vegetationskundlich ausgerichteten Stadtökologen verwendet: Die Ausscheidung von Sigma-

Gesellschaften (HARD 1986, KIENAST 1978, KLOTZ 1984) – ein Vorgehen, das von anderen Stadtökologen kritisiert wird (KUNICK 1983, REIDL 1992, RICHTER & al. 1999, SUKOPP & al. 1980).

Da das pflanzensoziologische System den realen Verhältnissen in städtischen Siedlungen ebensowenig gerecht wird wie synsoziologische Bezeichnungen, die ebenfalls von einer nahezu gesetzesähnlichen Ordnung der gemeinsam vorkommenden Arten ausgehen, tritt an dessen Stelle eine Betrachtung gleichartiger Bewirtschaftungsformen (Bodennutzungstypen).

Innerhalb eines Bodennutzungstyps kann die Zusammensetzung der Vegetation beträchtlich variieren: In Abhängigkeit von der „initial floristic composition" einer Fläche (vgl. EGLER 1954) ebenso wie in Abhängigkeit vom Diasporenreservoir im Boden oder bezüglich der relativen Lage einer Fläche unter dem Aspekt des Diasporenzustroms aus benachbarten Flächen.
Trotz dieser Unterschiede stellt sich eine Ähnlichkeit der Bodennutzungstypen im Hinblick auf die vorherrschenden Lebensformen heraus. Im vorliegenden Ansatz wird daher von lockeren Zusammenhängen (ausgedrückt über Stetigkeitstabellen) beim gemeinsamen Vorkommen von Pflanzenarten ausgegangen, die für jede einzelne Fläche unter Angabe des Bodennutzungstyps und der vorherrschenden Pflanzenarten eine der Realität adäquate Beschreibung der gegebenen Verhältnisse vor Ort ermöglicht, die um vollständige Artenlisten ergänzt werden kann und für jeden nachvollziehbar ist.

Auf diese Weise bleibt der Erfassungsansatz flexibel: Er kann graduelle Übergänge zwischen Vegetationseinheiten angemessen abbilden und ist offen für floristische Veränderungen (z.B. durch die Neueinwanderung von Arten oder veränderte Bewirtschaftungsformen).

Zusammenfassend wird der Gesetzescharakter des Zusammentretens von Pflanzenarten – eine Auffassung, die noch immer in der Vegetationskunde vorherrscht – durch die Realität widerlegt und somit anerkannt, daß die Zusammensetzung der Vegetation steter historischer Wandlung unterworfen ist.

Wenngleich die Nutzung einen vereinheitlichenden Effekt auf die Vegetation ausübt, so ist eine weitere standortkundliche Stratifizierung, z.B. hinsichtlich des Licht- und Wasserhaushalts, hilfreich, ebenso wie Ergänzungen des Verfahrens zur Abschätzung des Vorkommens von Pflanzenarten, die sich auf die Enwicklungsdauer und die relative räumliche Lage der Flächen beziehen (Beispiele dazu in diesem Kapitel).

Während sich für seltene Pflanzenarten zwar sagen läßt, in welchen Bodennutzungstypen (und unter welchen standörtlichen Bedingungen) sie prinzipiell vorkommen, so kann man doch nicht genau abschätzen, auf welcher konkreten räumlichen Fläche sie auftreten. Besser läßt sich vorhersagen, in welchen Bodennutzungstypen man sie sicherlich nicht findet. Dies gilt zumindest für diejenigen seltenen Pflanzenarten, die eine enge Bindung an Bodennutzungstypen aufweisen (RICHTER & al. 1999, S. 131).

Eine zusammenfassende Erläuterung zur Erklärung der Musterbildung städtischer Pflanzenarten und städtischer Vegetation erfolgt in Kapitel 7, während zunächst, in Kapitel 6, exemplarisch auf der Ebene einzelner Pflanzenarten dargestellt wird, welche artspezifischen Eigenschaften die Pflanzen für das Vorkommen in bestimmten Lebensräumen prädisponieren.

6 Zusammenfassung räumlicher Aspekte zur Musterbildung von Pflanzenarten und die Möglichkeiten der kausalen Vegetationsanalyse mit Hilfe des „ökologisch-räumlichen Steckbriefs“

Zunächst sollen mit Bezug auf die drei anfangs (in Kap. 1) aufgestellten Thesen bisherige Ergebnisse, vorwiegend am Beispiel von *Paulownia tomentosa,* zusammenfassend dargestellt werden. Danach wird die Prognose zum Vorkommen von Pflanzenarten um artspezifische Merkmale ergänzt.

Räumliche Aspekte zur Musterbildung von Pflanzenarten in Stuttgart und artspezifische Merkmale des Vorkommens von Pflanzenarten werden gemeinsam anhand von Beispielen vorgestellt und in einem sogenannten „ökologisch-räumlichen Steckbrief“ gebündelt.

6.1 Zusammenfassung räumlicher Aspekte zur Musterbildung von Pflanzenarten am Beispiel *Paulownia tomentosa*

In der Stuttgarter Agglomeration kommt der Blauglockenbaum spontan ausschließlich in Siedlungen vor (vgl. Abb. 2.4).

Die These (3), daß die Bebauungstypen der Kernstadt in ihrer räumlichen Lage zueinander nicht beliebig angeordnet sind, konnte aus der historischen Analyse der Bebauungsentwicklung in Stuttgart abgeleitet werden. Dabei sind sowohl Stuttgarter Besonderheiten wie die Kessellage zu berücksichtigen als auch für die meisten deutschen Großstädte verallgemeinerbare Prinzipien wie die Abfolge der Zonen Großformbebauung, Blockbebauung und Einzelhausbebauung in der Kernstadt (vgl. Kap. 3).

Für *Paulownia tomentosa* zeigt sich eine Konzentration auf die Zone der Großformbebauung im Zentrum und auf die Blockbebauung (vgl. Abb. 3.8). Hinsichtlich der Bebauungstypen findet man spontane Paulownien am häufigsten in der Blockbebau-

ung, auf zentrumsnahen Brachflächen und Bahnarealen, in der Großformbebauung und am Rande größerer Parkplätze.
Innerhalb von Zeilenbebauung, von Parkanlagen oder in der Einzelhausbebauung gibt es fast keine spontanen Exemplare. Neben verbreitungsbiologischen Kriterien spielen hierbei klimatische und pflegebedingte Aspekte eine Rolle, die in Kap. 3 diskutiert werden.

These 3 konnte somit bestätigt und exemplarisch in ihrer Bedeutung für das Vorkommen von *Paulownia tomentosa* veranschaulicht werden.

Die Konzentration der Blauglockenbaum-Elternexemplare im Zentrum ist unter Berücksichtigung der Ausbreitungsdistanzen der Diasporen populationsdynamisch von Bedeutung (vgl. Abb. 3.10). Hierdurch entsteht für spontane Exemplare der Paulownien ein Besiedlungsgradient vom Stadtzentrum nach außen hin, der ebenfalls von KOWARIK (1983) und LANGER (1992) bei anderen Fragestellungen für andere Pflanzenarten bzw. Pflanzengemeinschaften aufgezeigt wird.
Weiterhin konnte in Kapitel 4 These 2 belegt werden, in der behauptet wird, daß die **Bodennutzungstypen in ihrer räumlichen Ausdehnung von den Bebauungstypen abhängig** sind. Die Variabilität des quantitativen Anteils von Bodennutzungstypen an Bebauungstypen wird dort diskutiert.

Floristisch betrachtet sind prinzipiell zwei Bebauungstypen einander dann am unähnlichsten, wenn großflächig diametral entgegengesetzte Bodennutzungstypen dominieren wie z.B. bei einem Wäldchen und einer herbizidbeeinflußten Schotterfläche. Der Grund hierfür ist die in Kap. 5 dargestellte **Bindung von Pflanzenarten an Bodennutzungstypen**, die durch standörtliche Kriterien wie den pH-Wert, die Basenversorgung, Schwermetallgehalte oder die Bodenverdichtung gekennzeichnet werden (Kap. 5.1) und weiter stratifizierbar sind.

Paulownia tomentosa wächst am besten auf gut durchlässigen kalkhaltigen Böden (RICHTER & BÖCKER 2001). Sommerliche Trockenheit ist für die Ausreifung des Holzes der frostempfindlichen Blauglockenbäume von Vorteil. Diese Bedingungen findet die Art entlang von Mauerritzen und auf Brach- und Schotterflächen. Je umfangreicher die potentiellen Wuchsorte des Blauglockenbaumes und je zahlreicher potentielle Elternbäume in der Umgebung vorhanden sind, umso wahrscheinlicher ist es, spontane Paulownienverjüngung zu finden.

Die These (1), daß bestimmte Pflanzenarten in einigen Bodennutzungstypen mit größerer Wahrscheinlichkeit anzutreffen sind als in anderen, kann für den Blauglockenbaum eindeutig belegt werden, dessen spontane Exemplare in den Ritzen entlang von Hauswänden und Mauerfüßen sowie in geschotterten Arealen und Brachflächen ihren Schwerpunkt haben (vgl. Tab. 6.1). Diese Stellen können in der Stuttgarter Kernstadt prinzipiell als potentielle Wuchsorte des Blauglockenbaumes aufgefaßt werden.
Eine Abhängigkeit des quantitativen Vorkommens von Pflanzengemeinschaften (die in dieser Arbeit nur über Stetigkeiten gekennzeichnet und somit als „lockerer Zusammenhang" aufgefaßt werden) in bezug auf ihre Lage in der Kernstadt ist unter Berücksichtigung von These 3 und These 2 folgendermaßen belegt:

Für häufig vorkommende Pflanzenarten ist die Bindung an Bodennutzungstypen (als durchschnittliche Standortausprägung aufgefaßt) in Tab. 5.3 wiedergegeben. Die angegebenen Stetigkeiten sagen etwas darüber aus, wie wahrscheinlich es in der Stuttgarter Kernstadt ist, in Bodennutzungstypen die aufgezählten Arten zu finden, wobei die Bodennutzungstypen wiederum quantitativ von Bebaungstypen abhängen.

Z.B. ist es einleuchtend, daß bei großflächigen Rasen, die in den meisten Baublöcken der **Zeilenbebauung** vorhanden sind, Pflanzenarten wie *Lolium perenne, Trifolium repens* und *Bellis perennis* mit großer Häufigkeit (und teilweise dominant) auftreten.

Aus der Kenntnis der Lage der Bebauungstypen (z.B. der Zeilenbebauung) in der Kernstadt läßt sich somit ableiten, wo und auch welche Bodennutzungstypen (z.B. Rasen) großflächig und entsprechende Pflanzenarten zahlreich auftreten. Hierzu einige weitere Beispiele:

Alte Villenbebauung zeichnet sich durch eine hohe Artenvielfalt aus. Unter den höheren Pflanzenarten befinden sich besonders viele Arten der mesophilen Laubwälder und Forste (KÄSTLE 1987), darunter teilweise für Siedlungen seltene Arten. Diese Villengebiete wurden bevorzugt am Übergang zwischen Blockbebauung und Einzelhausbebauung angelegt. **Alte Friedhöfe** mit zahlreichen Geophyten befinden sich zumeist in der Blockbebauungszone oder an deren Rändern. Von Pflasterritzenvegetation und Therophyten quantitativ dominiert werden die im Zentrum der Kernstadt gelegenen **Großformbebauung**sareale der Innenstädte (vgl. KLOTZ 1984 und HARD 1986). **Große Parkplätze** mit Vorkommen von spontanen Paulownien befinden sich innerhalb der Kernstadt häufig im Übergangsbereich zwischen Großformbebauungszone und Blockbebauungszone.

Die Abhängigkeit des quantitativen Ausmaßes des Vorkommens spontaner Pflanzenarten hinsichtlich ihrer Lage in der Kernstadt wird hieraus ersichtlich.

6.2 Die Verteilung von zwanzig Pflanzenarten auf das Spektrum der Bodennutzungstypen

Da in Tab. 5.3 nur einige der häufigsten Pflanzenarten dargestellt sind und weil nicht nur die häufigen, sondern ebenfalls seltener auftretende Arten (zu denen *Paulownia tomentosa* in Stuttgart noch gehört), eine enge Bindung an Bodennutzungstypen (Habitatbindung) aufweisen können, ist dieser Zusammenhang in einer weiteren Tabelle am Beispiel von zwanzig Pflanzenarten dargestellt. In Tab. 6.1 wird aus der Perspektive der Arten die Habitatbindung aufgezeigt, wobei drei Kategorien unterschieden werden:

■ bedeutet: Die Art hat ihr Schwerpunktvorkommen im entsprechenden Bodennutzungstyp.

▲ bedeutet: Die Art hat ein weniger deutlich ausgeprägtes Vorkommen im entsprechenden Bodennutzungstyp (Nebenvorkommen).

□ bedeutet: Die Art kommt gelegentlich im entsprechenden Bodennutzungstyp vor.

Von allen Vorkommen einer Art wird dabei für den Stuttgarter Untersuchungsraum (im Beobachtungszeitraum 1995 bis 2000) eingeschätzt, wie sich diese auf die Bodennutzungstypen verteilen. Bei der Auswahl der Arten wurden solche ausgesucht, die aus ganz unterschiedlichen Gründen besonderes Interesse verdienen: Sei es, weil sie ihr Schwerpunktvorkommen ändern (*Viola odorata*), weil sie sich aktuell ausbreiten (z.B. *Paulownia tomentosa* und *Lamium argentatum*) oder in der Vergangenheit schon massiv ausgebreitet haben (wie *Hordeum murinum, Veronica filiformis* oder *Eragrostis minor*) oder möglicherweise kurz davor stehen, sich auszubreiten (wie *Puschkinia scilloides*) oder sei es, weil sie wie *Stellaria media* und *Cirsium arvense* nicht nur auf vielen landwirtschaftlich genutzten Flächen, sondern auch in städtischen Siedlungen (nicht zuletzt wegen ihrer Ausbreitungs- und Regenerationsstrategien) dominant werden können. Damit sind nur einige interessante Aspekte angedeutet, die später wieder aufgegriffen werden. Aus Tab. 6.1 wird deutlich, daß die meisten Pflanzenarten ein oder zwei Hauptvorkommen haben und zusätzlich Nebenvorkommen und/oder gelegentliche Vorkommen. Keine Art gleicht der anderen exakt in bezug auf die Habitatbindung. Oft besiedelt eine Art solche Bodennutzungstypen, die in der Tabelle nebeneinander angeordnet sind. Dies deutet darauf hin, daß diese Bodennutzungstypen einander in bezug auf die abiotischen und biotischen Einflüsse ähnlich sind (vgl. hierzu Tab. 5.1.2).

Tab. 6.1: Vorkommensschwerpunkte einiger Pflanzenarten innerhalb des Spektrums der Bodennutzungstypen (weitere Erläuterungen im Text)

	Wäldchen	Gebüsch	Hecke	Hecken-/Gebüschrand	Bodendecker	Rindenmulch	Beet	Blumenkübel	Wiese	Rasen unter Baum	Rasen	Rasengitterstein	Mauerfuge	Mauerfuuß	Schotter/Grus	Pflasterritzen
Hedera helix	■	■	■	▲						□						
Taxus baccata	▲	■	■													
Lamium argentatum	■	▲	▲	■												
Geum urbanum	□	□	■	■												
Cirsium arvense			□	□	■	■	□		□			□		□		
Tussilago farfara					□	▲								□	□	
Stellaria media				▲	□		■	■		▲	▲	□		▲		□
Euphorbia peplus				□			■	■				□				
Cardamine hirsuta							■	▲		□						
Rumex obtusifolius				□		□			■							
Ranunculus ficaria	□	□	□	▲						■	▲					
Puschkinia scilloides				□			▲			■	□					
Viola odorata				□						□	■					
Veronica filiformis											■					
Plantago media										□	■	□				
Pseudofumaria lutea													■	▲		
Hordeum murinum					□					□	▲		□	■	□	
Paulownia tomentosa														■	■	□
Oxalis corniculata							□							■		▲
Eragrostis minor														□	■	■

Die Verteilung jeder einzelnen Art auf das Spektrum der Bodennutzungstypen läßt sich aus den artspezifischen Eigenschaften in Kombination mit historischen Faktoren (wie z.B. der Anpflanzungsgeschichte der Paulownie, die in Kap. 3.5.3 geschildert wurde) erklären. Zu den historisch sich enwickelnden Faktoren gehört auch die Klimageschichte. So ist es für wärmeliebende Pflanzenarten (wie *Paulownia tomentosa*, *Eragrostis minor* oder *Oxalis corniculata*) nicht unerheblich, daß die Winter der letzten Jahren (analysiert wurden die Winter von 1987/88 bis 1997/98) in Stuttgart um durchschnittlich 1,5°C wärmer waren als im Vergleichszeitraum von 1961/62 bis 1990/91. (vgl. Abb. 9.4 im Anhang).

6.3 Der „ökologisch-räumliche Steckbrief" von *Paulownia tomentosa* in seiner Bedeutung für das von ihr besiedelte Bodennutzungstypenspektrum

Räumliche Aspekte zur Musterbildung von Pflanzenarten in Stuttgart, kombiniert mit artspezifischen Merkmalen der Pflanzenarten, werden gemeinsam in einem sogenannten „ökologisch-räumlichen Steckbrief" gebündelt und am Beispiel von *Paulownia tomentosa* dargestellt (vgl. Tab. 6.2). Der Gültigkeitsbereich der räumlichen Vorkommensanalyse bezieht sich ebenso wie bei den anderen Arten, für die ein Steckbrief erstellt wurde, auf die Stuttgarter Agglomeration. Weiterhin geht es darum, die Prognose zum Vorkommen von Pflanzenarten (bzw. die Erklärung des Vorkommens von Pflanzenarten) zu verbessern, indem folgende artspezifische Merkmale berücksichtigt werden: die tolerierten Lichtverhältnisse, denWuchsmodus (z.B. aufrecht wachsend oder niederliegend), die Empfindlichkeit gegenüber Schnitt und Tritt, die derzeitige Verbreitungsgeschwindigkeit, Besonderheiten zur Art und Weise der Ausbreitung, die Zugehörigkeit zu einer Lebensform, die Abhängigkeit des Vorkommens von der Höhenlage und die Frostempfindlichkeit, die beschriebene Zughörigkeit zu einer Pflanzengesellschaft, die areal kundliche Verbreitung, Informationen zur

Tab. 6.2: Ökologisch-räumlicher Steckbrief für *Paulownia tomentosa*

Wald – Agrarl. – Siedlung ■	Landnutzungstyp
–	Wälder und Forste
–	Agrarlandschaft
Kern	Siedlung: Kern/Peripherie
Schwerpunkt Blockbebauung und City	Kernstadtzonen
Blockbebauung, Bahnareale, Brachflächen	Bevorzugte Bebauungstypen
Villenbebauung, Einzelhausbebauung	Eher gemiedene Bebauungstypen
Schotter, Bauschutt, am Fuß von Mauern und Hauswänden, Zaunränder, nicht betretene Pflasterritzen	Bodennutzungstypen
Lichtliebend, trocken-warme, vollbesonnte Standorte bevorzugend	Lichtverhältnisse
Aufrecht	Wuchsmodus
In der Jugend bedingt schnittverträglich, nicht trittverträglich	Pflegeintensität/Schnitt/ Tritt
Windverbreitung (Fernverbreitung), kleinräumig manchmal Polykormone	Ausbreitungsbesonderheiten
Vgl. Kap. 3.5.2	Nachbarschaftseffekte
Phanerophyt	Lebensform
Sommertrockene, kalkreiche, durchlässige Böden	Bodenbedingungen
Auf zusagenden Standorten in der Jugend schnellwüchsig	Wuchsbesonderheiten
Planar bis kollin, frostempfindlich, in warmen, wintermilden Lagen	Höhenlage, Frostempf.
Oft als Einzelpflanze oder in wenigen Exemplaren an einem Wuchsort	Pflanzengesellschaft
Spontane Vorkommen waren in Deutschland noch vor 25 Jahren weitgehend auf die Weinbaugebiete entlang von Rhein, Neckar und Bodensee beschränkt; mittlerweile auch in Norddeutschland (Bremen) und Nordostdeutschland (Berlin)	Verbreitung
Hauptwurzel tief wurzelnd, hohe Diasporenzahl	Sonstiges, Wurzeltiefe, offene Bodenstellen benötigend?, Keimfähigkeit der Samen
Industriophyt	Einwanderungszeit
KIERMEIER (1978) und RICHTER & BÖCKER (2001)	Literatur

Wurzeltiefe und zur Keimfähigkeit der Samen, die Einwanderungszeit und weiterführende Literaturangaben.

Die ersten acht Zeilen des Steckbriefs betreffen Aspekte der räumlichen Verbreitung, die für den Blauglockenbaum bereits erläutert wurden. Mit Hilfe der weiteren Angaben läßt sich erklären, warum die spontanen Paulownien an Mauerfüßen und in Schotterflächen Schwerpunktvorkommen haben, in Pflasterritzen selten auftauchen und in den anderen Bodennutzungstypen fehlen (vgl. Tab. 6.1).

In Wäldchen, Gebüschen und Hecken ist es der Art zu dunkel, die an zumindest zeitweise „vollsonnigen" Stellen gedeiht. In der Jugend verträgt es die Paulownie, etwa einmal pro Jahr auf den Stock gesetzt zu werden; gegenüber Trittbeeinflussung ist sie empfindlich. Daher scheiden alle die Bodennutzungstypen aus, in denen mehrfach gemäht wird (Wiesen, Rasen, Rasen unter Baum) oder wo auf andere Weise Biomasseverletzungen stattfinden (Pflasterritzen, Rasengittersteine, Hecken- und Gebüschränder). Sofern Hecken- und Gebüschränder ungestört bleiben, kann es vorkommen, daß eine spontane Paulownie aufkommt. Dies wurde in Stuttgart einmal bei insgesamt mehr als 40 Wuchsorten beobachtet. Auch dort, wo Pflasterritzen unbetreten bleiben, kann die Art manchmal keimen. Gegenüber Bodenverwundungen, die die Wurzel schädigen, ist der Blauglockenbaum empfindlich. Daher scheiden die meisten Beete, Blumenkübel und Bodendeckerrabatten als Wuchsorte aus. Selbstverständlich gibt es auch solche Rabatten, die nicht wenigstens einmal pro Jahr gehackt werden. Daher gibt (bzw. gab) es in Stuttgart einzelne Wuchsorte in Beeten, die aber mittlerweile wieder verschwunden sind. Sowohl an Heckenrändern als auch in Rabatten passiert es früher oder später meistens doch, daß die Besitzer sich durch den spontanen Wuchs der Gehölze gestört fühlen und die Exemplare entfernen. Als bislang noch nicht erläuterte und von Paulownien ebenfalls gemiedene Bodennutzungstypen bleiben, ausgehend von Tab. 6.1, Bodendecker, Rindenmulchflächen und Mauerfugen übrig.

Um durch Bodendecker hindurchzuwachsen, haben Paulownien wegen ihrer Blätter, die sehr groß werden können (bis 50cm), keine guten Voraussetzungen, etwa im Vergleich zu Grasarten wie *Agropyron repens*. Am Rande der Rabatten ist wiederum Einfluß durch Hacken gegeben, so daß die Art dort nicht lange verbleiben kann, sofern sie sich angesiedelt hat.

Auch in Rindenmulchflächen können die Paulownien entweder nicht die deckende Schicht durchdringen oder werden entfernt. In Mauerfugen konnte *Paulownia tomentosa* im Gegensatz zu *Ailanthus altissima* in Stuttgart nicht entdeckt werden. Allerdings meldet KIERMEIER (1977, S. 16) Fundorte aus Basel und Wiesbaden in den Rhein begleitenden Steinpackungen.

Selbst dann, wenn durch den Ansatz über das Vorkommen in Bodennutzungstypen erklärt werden kann, warum die Art in den genannten Bodennutzungstypen kein Schwerpunktvorkommen bzw. kein Nebenvorkommen hat, so überrascht doch die weitgehende Ausschließlichkeit, mit der sie an Schotter- und Bauschuttflächen sowie an Mauerfüße und Hauswandsockel gebunden ist.
Zu der Situation der durchschnittlich gepflegten und behandelten Bodennutzungstypen gibt es immer wieder Ausnahmen, Stellen, die durchaus Gelegenheit für die Ansiedlung spontaner Paulownien bieten würden, wie z.B. verwilderte Gärten, die sich in Reichweite der potentiellen Elternbäume befinden.

Um dies zu erklären, ist ein klimatischer Aspekt entscheidend:
Da die Art frostempfindlich ist, gelingt es ihr am besten, dort die Winterperiode zu überleben, wo weniger frostgefährdete Stellen auftreten. Hierbei handelt es sich besonders um Ritzen entlang der Sockel von Häusern und um Abluftschächte, an denen auffällig oft Exemplare zu finden sind. Zudem kommt der Art der Bodenaufbau von geschotterten Wegen, Brachflächen und auf Bahnarealen entgegen. Bahnanlagen und

der Unterbau von Wegen werden eigens mit dem Ziel angelegt, im Untergrund frostfrei zu bleiben, wenngleich an der Bodenoberfläche im Winter sehr tiefe Temperaturen gemessen werden können (KLOTZ 1984, S. 114). Entscheidend sind aber die Temperaturen an der Wurzel, weil die Art zwar oberirdisch im Winter komplett zurückfrieren kann und im nächsten Jahr, sofern die Wurzel ungeschädigt bleibt, wieder austreibt. Genau dies ist in Stuttgart oft zu beobachten.

Auch an den wenigen Stellen in Stuttgart, wo spontane Paulownien in Beeten bzw. am Rande von Hecken entdeckt wurden, ist auffällig, daß es sich um klimatisch begünstigte Lagen, zumeist innerhalb von Blockbebauungsarealen, handelt. Auf diese Weise lassen sich ebenfalls die oben geschilderten Beobachtungen von KIERMEIER (1977) erklären. Die winterlichen Temperaturen entlang des Rheins dürften höher liegen als in der Umgebung, so daß der Wurzelbereich der Paulownien in der Schottermauer nicht so stark abkühlt.

In Verbindung mit der Frostempfindlichkeit sind die Böden zu sehen, auf denen spontane Paulownien gute Überlebenschancen haben. Für die Ausreifung des Holzes und somit für die Frosttoleranz ist eine günstige Relation zwischen Nährstoffen und den Wasserverhältnissen während der Wachstumsphase wichtig. Was KREH (1951a, S. 299) über die Standorteigenschaften des kriegsbedingten Trümmerschutts berichtet, auf dem sich *Ailanthus altissima* und *Buddleja davidii* sehr zahlreich verjüngten: „[...] er ist hell und warm, [...], gewöhnlich auch reich an Nährstoffen, besonders an Kalk. Arm ist er an Ton und Humusstoffen und besitzt daher nur ein geringes Wasserspeichervermögen“, gilt für die meisten der ermittelten Wuchsorte. Durch die Bodeneigenschaften bedingte relative Trockenheit in der Phase der Holzausreifung im Spätsommer und Herbst ist ein nicht zu unterschätzender Grund für die Frosthärte der Pflanzen.

Paulownia tomentosa ist zudem spätfrostgefährdet. Insbesondere die standörtlichen Details müssen im ökologisch-räumlichen Steckbrief erläutert werden, damit eine gezielt kausale Analyse der Vorkommen erfolgen kann.

In Südwestdeutschland kommt *Paulownia tomentosa* in planaren bis kollinen Lagen vor, während aus größerer Höhenlage (z.B. aus dem Schwarzwald bei Schwenningen) fehlgeschlagene Anpflanzungsversuche bekannt wurden. Schon bei 400m Höhe ü. NN (z.B. am Schadenweiler Hof im Forstlichen Botanischen Garten der Fachhochschule Rottenburg) zeigt *Paulownia tomentosa* nur noch kümmerlichen Wuchs. Zahlreiche Beispiele stützen die These, daß in ungünstigen mesoklimatischen und makroklimatischen Lagen die mikroklimatische Gunst zunehmen muß, damit spontane Paulownien überleben können.

Einer Pflanzengesellschaft kann *Paulownia* nicht zugeordnet werden, da sie zumeist als Einzelpflanze oder in wenigen Exemplaren und mit nur wenigen weiteren Arten an ihren Wuchsorten auftritt. Die Deckung der Krautschicht ist insgesamt spärlich. Am ehesten zu vergleichen ist das Habitatspektrum von *Paulownia tomentosa* mit *Ailanthus altissima*, das allerdings eine weitere Amplitude aufweist (und z.B. auch manchmal in Hecken und Rasengittersteinen auftritt).
Die Angaben zur Pflanzengesellschaft, in denen die betrachteten Arten vorkommen, sind lediglich als Anhaltspunkte zu verstehen, denn die bei OBERDORFER (1983) entnommenen Angaben lassen sich nicht in jedem Fall auf die städtischen Verhältnisse in Stuttgart übertragen. Zudem wird dem pflanzensoziologischen Ansatz prinzipiell ein entweder auf die Arteigenschaften bezogener oder ein solcher, der mit Stetigkeitsangaben operiert (vgl. Tab. 5.3), vorgezogen. Allerdings birgt das zahlreiche Aufnahme- und Klassifikationsmaterial, das im vergangenen Jahrhundert zusammengetragen wurde, wichtige ökologische Informationen in sich, besonders zum Wandel der Pflanzengemeinschaften, die nicht ignoriert werden sollten.
Hilfreich für die ökologische Interpretation des Vorkommens ist weiterhin die großräumige Verbreitung, die wichtige Hinweise zur klimatischen Toleranz der Art ermöglicht. Übernommen wurden hierbei, sofern für die betrachtete Art vorhanden, die arealkundlichen Daten aus OBERDORFER (1983).

Weitere Informationen, wie etwa zur Wurzeltiefe, zur Keimfähigkeit der Samen und dazu, ob zum Anwachsen offene Bodenstellen benötigt werden, sind ebenfalls wertvoll. *Paulownia tomentosa* ist prinzipiell in der Lage, mit der Hauptwurzel rasch in die Tiefe zu wachsen, so daß auf den durchlässigen Böden auch tiefer liegende Wasservorräte erreicht werden können. Gegenüber hochsommerlicher Austrocknung des Standortes sind jedoch schon jüngere Exemplare mit Wurzeltiefen von weniger als 50cm in unserer Region erstaunlich resistent. Paulownien haben eine hohe Anzahl an Diasporen, die ihr bei leicht und über erhebliche Entfernungen anemochor verdriftbaren Verbreitungseinheiten eine gute Fernverbreitung sichert, vergleichbar mit der von *Betula pendula.*

Hinsichtlich der Einwanderungszeit, wobei die Terminologie bei SCHULTE & VOGGENREITER (2000) (siehe S. 35) übernommen wurde, gehört der Blauglockenbaum zu den Jüngsteinwanderern, den sogenannten Industriophyten, die erst nach 1840 in das jeweilige Gebiet gelangten.[5]
Zum ökologischen Steckbrief gehören ferner (außer den für die Paulownie schon erläuterten räumlichen Schwerpunkten hinsichtlich des Landnutzungstyps, der Differenzierung zwischen Stadtkern und Siedlungsperipherie sowie den bevorzugten Bebauungszonen und Bebauungstypen in der Kernstadt) Literaturangaben, die bei weiteren, detaillierteren Recherchen weiterhelfen. Für die Paulownie seien dabei die Artikel von KIERMEIER (1978) sowie von RICHTER & BÖCKER (2001) genannt.

Für die oben erläuterten Rubriken des räumlich-ökologischen Steckbriefs konnte bei den zwanzig detaillierter betrachteten Pflanzenarten, abgesehen von den eigenen Beobachtungen in Stuttgart, auf Informationen der folgenden Autoren zurückgegriffen werden:

[5] Ob der Begriff „Industriophyt" glücklich gewählt ist, sei an dieser Stelle dahingestellt. Eine weitere Differenzierung der Neophyten erscheint bei der aktuellen Dynamik der Flora jedoch durchaus angebracht und sinnvoll.

BÖCKER & al. (1998), GILBERT (1994), HARD (1996c), HARD (1998), KUNICK (1984), LANDOLT (2001), LOHMEYER & SUKOPP (1992), MAAS (1985), MÜLLER & al. (1973), OBERDORFER (1983), SCHULTE & VOGGENREITER (2000), SEBALD & al. (1990–1996), SEYBOLD (1969), SUKOPP (1990), SUKOPP & WITTIG (1993) und WITTIG (1991).

Erst die umfangreiche Literaturrecherche in floristischen Standardwerken, in spezieller räumlich ausgerichteten Floren, stadtökologischen Lehrbüchern und in auf die jeweilige Art bezogenen Artikeln, kombiniert mit den eigenen Beobachtungen, ermöglicht es, eine umfangreiche Analyse und ökologische Interpretation zum Vorkommen der jeweiligen Art zu leisten.

Hierzu gehören ebenfalls historische Recherchen, ggf. zur Anpflanzungsgeschichte einer Art (für den Blauglockenbaum in Kap. 3.5.3 erläutert) sowie zum Wandel von Bewirtschaftungs- und Pflegetechniken. Weder die Verbreitung von *Gagea villosa* (RICHTER & al. 1999), noch das Mosaik der Vegetation auf Bahnarealen (vgl. Kap. 5.3) oder in Bodendeckerrabatten wäre sonst verständlich, um nur einige Beispiele zu nennen.

Schließlich gehört hierzu ebenfalls die Genese der Siedlungsentwicklung mit ihren für die jeweilige Zeit und Wirtschaftsgeschichte charakteristischen Bebauungstypen, wodurch, gesteuert über den Bodenversiegelungsgrad, eine Entscheidung über die von der Vegetation besiedelbare Fläche und den Anteil der Bodennutzungstypen getroffen werden kann (vgl. Kap. 4.2.4).

Nachdem das prinzipielle Vorgehen zum Aufbau und zur Verwendung des räumlich-ökologischen Steckbriefs mit dem Ziel einer kausalen Analyse am Beispiel des Vorkommens von *Paulownia tomentosa* dargestellt wurde, sollen bei einigen weiteren Pflanzenarten interessante Aspekte herausgegriffen werden, während weitere Informationen den Steckbriefen im Anhang (Tab. 9.2.1–9.2.19) entnommen werden können.

6.4 Einige Bemerkungen zu steckbrieflich erfaßten und weiteren Pflanzenarten

Erläuterungen zu interessanten Aspekten einiger Pflanzenarten erfolgen in Anlehnung an die Reihenfolge der Arten in Tab. 6.1. Die geschilderten Erkenntnisse basieren auf eigenen Beobachtungen bzw. auf Literaturrecherchen.

Hedera helix weist Schwerpunktvorkommen in Wäldchen, Gebüschen und Hecken auf, während der Efeu in Hecken- und Gebüschränder zwar immer wieder einmal hineinragt, jedoch in Rasenflächen, bedingt durch den Mäher keine dauerhafte Überlebensmöglichkeit hat, ebensowenig wie überall dort, wo intensive Sonneneinstrahlung gegeben ist. Letzteres erklärt sein weitgehendes Fehlen im Bahngelände (abgesehen von Vorkommen in randlichen Gebüschen) und in Industrie- und Gewerbegebieten, sofern die oben genannten Bodennutzungstypen fehlen.
Auffällig ist bei der Art einerseits, daß sie an potentiellen Wuchsorten sehr schnell, zumeist schon nach weniger als 10 Jahren, auftritt und dann dort, wo sie präsent ist, ihre Flächendeckung ausdehnt. Die Gründe hierfür sind einerseits, daß sie häufig angepflanzt wird und daß deren Beeren dann von Vögeln effektiv in die potentiellen Wuchsorte transportiert werden. Selbst in Hecken, deren Äste dicht beeinander stehen, tritt *Hedera helix* rasch auf. Die quantitativ bedeutsamste Rolle der Vogelarten, die als Ausbreitungsvektoren für den Efeu in Frage kommen, spielt wahrscheinlich die Kohlmeise (*Parus major*), da sie im Gegensatz zu Spatzen oder Amseln (die ebenfalls zu den häufigeren Arten in Siedlungen zählen) oft in dichtes Gestrüpp eindringt.

Weiterhin ist die Nährstoffanreicherung der städtischen Wälder und Wäldchen für den Efeu von Vorteil, der saure Böden meidet (vgl. SCHULTE & VOGGENREITER 2000).

Hedera helix blüht und fruchtet nach OBERDORFER (1993) nur in tiefen, mildluftfeuchten Lagen. Inwiefern und ob die klimatische Gunst der letzten Jahrzehnte zu einem verstärkten Blühen und Fruchten der Art geführt hat, muß an dieser Stelle offenbleiben. Allerdings ist die Zunahme des Efeus in Wäldern bei München innerhalb der letzten 30 Jahre ebenso offensichtlich (PASSARGE 1990) wie dessen Dominanz in den meisten Wäldchen der Stuttgarter Kernstadt (vgl. Tab. 5.3).

Taxus baccata kommt in Siedlungen und besonders in angrenzenden Wäldern vor, während sie in der Agrarlandschaft weitgehend fehlt. Wegen der Giftigkeit der Nadeln für das Vieh wurde sie in der Agrarlandschaft nahezu ausgerottet und durch den Bau von Bögen bereits im Mittelalter in deutschen Wäldern stark dezimiert. Als für die forstliche Massenproduktion uninteressante Baumart erlangte sie erst seit einigen Jahrzehnten unter Naturschutzaspekten etwas mehr Aufmerksamkeit. Ausgehend von Anpflanzungen in Gärten gelangt verstärkt genetisch gegenüber der ursprünglich heimischen Eibe verändertes Erbgut in die an Siedlungen angrenzenden Waldrandbereiche – ein Phänomen, das neben der Eibe auch viele weitere Arten betrifft. Dabei werden die Verbreitungseinheiten von *Taxus baccata* am häufigsten von Amseln verzehrt und erreichen endozoochor die potentiellen Wuchsorte, zu denen im Siedlungsbereich bevorzugt Gebüsche und Hecken gehören. Von Vorteil ist der Eibe dabei ihre hohe Schattenverträglichkeit (der Lichtkompensationspunkt bei 20°C liegt bei 300 Lux), ebenso wie ihre Toleranz gegenüber trockenen Böden.

Eine weitere relativ schattentolerante Art ist ***Lamium galeobdolon* fo. *argentatum***, verkürzt als ***Lamium argentatum*** Semejkal bezeichnet, die sich durch einige auffällige Merkmale von der heimischen Goldnessel unterscheidet (LOOS 1997b). Es handelt

sich dabei ebenfalls um eine gärtnerische Zuchtform, die häufig als Bodendecker eingesetzt wird. Durch Abfallentsorgung in wohngebietsnahen Wäldern tritt sie seit einigen Jahrzehnten vermehrt im Waldrandbereich auf (vgl. WALTER 1995), manchmal auch mitten im Wald. Innerhalb von Siedlungen hat *Lamium argentatum* einen Schwerpunkt im Bereich der Hecken- und Gebüschränder. Bevorzugte Bebauungstypen sind Friedhöfe, Parkanlagen und Einzelhausbebauungsbereiche an Stellen, wo die Pflege extensiv ist.

Geum urbanum gehört zu den häufigsten Pflanzenarten in städtischen Siedlungen. Obgleich die Art einen Schwerpunkt in schattigen Bodennutzungstypen, in Hecken sowie an Hecken- und Gebüschrändern hat, kann sie ebenfalls immer wieder einmal an Mauerfüßen in Beeten, selbst in nicht betretenen Pflasterritzen, vorkommen. Auffällig ist dennoch, daß weitgehend Industrie- und Gewerbegebiete (und somit sonnige Areale) eher gemieden werden. Dies gilt für Stuttgart ebenso wie für Bad Godesberg (vgl. SCHULTE & VOGGENREITER 2000). An die städtischen, zumeist basischen Bodenverhältnisse ist die Gewöhnliche Nelkenwurz gut angepaßt, während sehr saure Standorte gemieden werden.

Der Bittersüße Nachtschatten, ***Solanum dulcamara***, der nicht in Tab. 6.1 aufgeführt ist, hat sein ursprüngliches Verbreitungsgebiet an Ufern, in Bachgehölzsäumen und in Bruchwäldern auf nassen bis wechselfeuchten, nährstoffreichen Böden. Im Stuttgarter Siedlungsgebiet hat die Art ihr Habitatspektrum erheblich ausgedehnt, wie schon KREH (1949c) feststellt – eine Beobachtung, die nicht nur für Stuttgart sondern z.B. auch für Berlin Gültigkeit hat. Dabei zeigen sich Unterschiede in ihrem Vorkommen in Stuttgart-Bad Cannstatt und im Stuttgarter Stadtkern. In Bad Cannstatt, das näher am Neckar gelegen ist, kommt *Solanum dulcamara* wesentlich häufiger vor. Der Schwerpunkt des Vorkommens der Art liegt jedoch in beiden Gebieten an Hecken- und Gebüschrändern. In geringerer Stetigkeit werden vereinzelt auch andere Boden-

nutzungstypen besiedelt wie Gebüsche, Wäldchen, Rasengittersteinflächen, Wiesen und sogar Mauerfugen.
Es gibt gute Gründe für die Annahme, daß der Bittersüße Nachtschatten, ausgehend von seinem früheren Schwerpunktvorkommen entlang des Neckars, einen Standortwechsel vollzogen hat bzw. eine Erweiterung des Standortspektrums. Die größere Häufigkeit in Bad Cannstatt läßt sich mit der näheren räumlichen Nachbarschaft zum Neckar erklären.

Ein weiterer Idiochorophyt, der mit hoher Stetigkeit in städtischen Siedlungen auftritt (ebenso wie *Geum urbanum*), ist ***Cirsium arvense***.
Doch sowohl hinsichtlich der Habitatbindung als auch hinsichtlich der Gründe für die Häufigkeit unterscheiden sich beide Arten beträchtlich. Die Ackerkratzdistel hat ein weites Spektrum an Habitaten, in denen sie auftreten kann. Von Vorteil sind die effektive anemochore Verbreitung, die Fähigkeit zur vegetativen Regeneration und Verbreitung aus abgetrennten Wurzelstücken sowie die Förderung durch Herbizideinsatz.
Die Behandlung von Flächen mit Herbiziden fördert die Polykormonbildung und verschafft damit der Ackerkratzdistel einen Konkurrenzvorteil gegenüber vielen anderen Arten. Ihre Resistenz bei Pflegemaßnahmen verdankt sie nicht zuletzt ihrem bis zu 3m tief reichenden Wurzelsystem, das von der Fläche her einen vergleichbaren Umfang wie das von *Aegopodium podagraria* annehmen kann. Ihre Schwerpunkte in Bodendeckerkulturen und in Rindenmulchflächen verdankt *Cirsium arvense* nicht zuletzt dem langjährigen Einsatz von Herbiziden. Ein weiterer, zumeist vernachlässigter Aspekt, der zur Verbreitung der Art beigetragen hat, ist deren Einbringung mit Bodenmaterial aus der landwirtschaftlich geprägten Umgebung, das bei städtischen Baumaßnahmen Verwendung findet. Dies läßt sich leicht dadurch belegen, daß an vielen Stellen die begleitenden Arten nur aus dem landwirtschaftlichen Bereich stammen können, da vor Ort keine entsprechenden Diasporenquellen vorhanden sind.

Tussilago farfara ist insofern interessant, als sein Schwerpunkt in einem Bodennutzungstyp liegt, der in Tab. 6.1 nicht dargestellt ist: auf verdichteten Rohböden. Dominant kann die Art auf jungen Brachflächen und Baustellen, besonders im Bereich von Böschungen, werden. Die gute Fernverbreitung ermöglicht es dem Huflattich, rasch an geeigneten Wuchsorten Fuß zu fassen. KLOTZ (1984, S. 278) beschreibt das Tussilaginetum als eine der charakteristischen Gesellschaften von Baustellenbereichen und jüngeren Ruderalkomplexen. Auch in Industrie- und Gewerbegebieten findet man öfters den von *Tussilago farfara* bevorzugten Bodennutzungstyp der von der Art in vielen Fällen auch belegt ist. Als Einzelpflanze oder in wenigen Exemplaren wächst der Huflattich außerdem ab und zu entlang von Hauswandsockeln, an Mauerfüßen und in Bodendeckerrabatten sowie auf Bahnarealen.

Stellaria media hat ein ähnlich breites Habitatspektrum wie *Cirsium arvense*. Inwiefern hierfür die lange Koevolution mit dem Menschen eine Rolle spielt, muß offen bleiben. Sicher ist, daß beide Arten auf unterschiedliche Störungen flexibel reagieren. Die Vogelmiere ist aufgrund ihres Vermögens, das ganze Jahr über zu blühen, generativ mehrere Generationen hervorbringen zu können und besonders wegen ihres enormen vegetativen Regenerationspotentials eine der dominanten Arten in Hackbeeten. In Relation zu ***Euphorbia peplus***, die bei frühen Störungen im Jahresverlauf oft ausfällt (siehe BÖCKER & al. 1998), ist die Vogelmiere gegenüber Hacken und auch gegenüber Herbiziden nicht so empfindlich. Der Art kommt weiterhin zu gute, daß sie noch unterhalb von 5cm Bodentiefe über ein großes, keimfähiges Diasporenreservoir verfügt (DANNENBERG 1995). Schon im Phänotyp ist die Vogelmiere vielfältig und gemäß LANDOLT (2001) mit *Stellaria pallida* durch Übergänge verbunden. Auffällig sind Wuchsorte am Fuße älterer Laubbäume, an Heckenrändern und Zaunsäumen. In Pflasterritzen hält sie häufigem Tritt nicht stand. In Wäldchen ist es der Art zu dunkel. Ab und zu kann man sie jedoch auf helleren Waldschlägen und im Wegrandbereich von Wäldchen und Wäldern finden. Zu saure Böden meidet sie ebenso

wie stark vernäßte oder verdichtete. In Relation zur Vogelmiere ist die Gartenwolfsmilch stenök.

Offensichtlich in Stuttgart in Ausbreitung begriffen ist ***Cardamine hirsuta*** (vgl. SEYBOLD 1969). Sie hat ihren Schwerpunkt in Beeten, wobei sie mit Torfsorten als „Gärtnerei-Unkraut" verschleppt wurde. Dementsprechend findet man das Vielstengelige Schaumkraut häufiger in Vorgärten und auf Gräbern, die mit Torf abgedeckt wurden und ebenfalls ab und zu in Blumenkübeln. Außerdem kommt die Art immer wieder einmal in Rasen, Heckenrändern und an Mauerfüßen vor; in Wäldern und in der Agrarlandschaft fehlt sie.

Rumex obtusifolius gehört ebenso wie in der Agrarlandschaft auch in Städten zu den am weitesten verbreiteten Arten, obgleich er an den meisten Stellen und in allen Bodennutzungstypen nur gelegentlich auftritt, d.h. weder flächig noch sehr auffällig. Seinen Schwerpunkt hat der Stumpfblättrige Ampfer in Siedlungen, ebenso wie in der Agrarlandschaft in Wiesen, die zur Ruderalisierung neigen. Auch in sehr wenig geschnittenen Rasen kommt *Rumex obtusifolius* vor und in teilweise schattigen Rindenmulchflächen sowie an Mauerfüßen. In der Agrarlandschaft sind Wegränder und Grabenränder als Wuchsorte des Stumpfblättrigen Ampfers bekannt, während er im Waldbereich auf Wegränder beschränkt bleibt. Zu dunkle Bodennutzungstypen wie Wäldchen und Gebüsche meidet er ebenso wie zu saure Standorte oder häufig betretene Flächen. Gemäß DIERSSEN (1996, S. 750) wird *Rumex obtusifolius* durch Rindenmulchapplikation und Gülleausbringung gefördert. Sein tief reichendes Wurzelsystem ist an vielen innerstädtischen Wuchsorten, die unterschiedlichen Störungen unterliegen, von Vorteil.

Toleranter in bezug auf die Beschattung ist ***Ranunculus ficaria***. Das Scharbockskraut hat innerhalb von Siedlungen einen Schwerpunkt im Bodennutzungstyp Rasen unter Baum, der seinem natürlichen Vorkommen in lichten Laub- und Laubmischwäldern

am ähnlichsten ist. Es gibt einige Pflanzenarten, zu denen *Glechoma hederacea, Puschkinia scilloides,* weitere Frühjahrsgeophyten (vgl. Kap. 5) und auch *Ranunculus ficaria* gehören, die durch offene Bodenstellen gefördert werden, ohne tiefgreifende Bodenstörungen zu vertragen (so wie in Beeten) oder intensives Betreten, so wie bei Pflasterritzen. Die nachlassende Konkurrenz der Gräser ist auf Rasenflächen im Bereich des Kronenradius der Bäume von Vorteil. Während es in dichten Nadelwäldern zu dunkel und auch zu sauer für *Ranunculus ficaria* ist, taucht es häufiger an Hecken- und Gebüschrändern auf, wo ebenfalls offene Bodenstellen gegeben sind und auch in Rasen.

Im Gegensatz zum Scharbockskraut kommt die Puschkinie ausschließlich in Siedlungen vor. Ihr ökologisches Verhalten ähnelt dem von *Scilla siberica*, die viel häufiger angepflanzt wurde und in Stuttgart als eingebürgert gelten darf. ***Puschkinia scilloides*** (mit hellblauen Blüten) wird allerdings seit einigen Jahren gerne als Alternative zu *Scilla siberica* (mit dunkelblauen Blüten) angepflanzt, wobei deren regeneratives Potential als hoch einzustufen ist und die Art dauerhaft zu sein scheint (was sich allerdings noch bestätigen muß). Die Puschkinie findet man in alten Parkanlagen, auf Friedhöfen sowie in Rabatten und Rasenflächen der Einzelhausbebauung.

Derzeit kommt die Puschkinie noch selten in Stuttgart vor und deren spontane Exemplare treten zumeist unweit der gepflanzten auf. Dies ist ein Sachverhalt, den sie mit vielen verwildernden Zierpflanzen oder ehemaligen Nutz- und Heilpflanzen gemein hat. Obgleich diese vielfach nur selten sind, können sie doch über längere Zeiträume präsent sein wie z.B. *Tanacetum parthenium* oder *Phytolacca esculenta.* In Stuttgart konnte mittlerweile ebenfalls *Phytolacca americana* nachgewiesen werden. Eine Vielzahl dieser Arten ist es, die die Artenlisten in Städten im Verlaufe der Jahrzehnte nicht kürzer, sondern länger werden lassen, wie jüngst eine intensive Vergleichsstudie über Zürich belegt (LANDOLT 2001). Von den als Neophyten oder In-

dustriophyten auftretenden Arten erreichen nur wenige eine hohe Stetigkeit und/oder stellenweise flächenhafte Bedeutung wie z.B. *Solidago canadensis*.

Eine Tatsache, die damit im Zusammenhang gesehen werden muß, ist das Angebot an Zierpflanzen, das durch die Gartenbaubetriebe zur Verfügung gestellt wird. Während es früher noch üblich war, ästhetisch attraktive Pflanzenarten in der näheren Umgebung auszugraben und im eigenen Garten wieder einzusetzen (wie z.B. *Daphne mezereum, Hepatica nobilis, Lilium martagon und Aquilegia vulgaris*; weitere Beispiele bei KOSMALE 1981, S. 442), kommt heute kaum mehr jemand auf diese Idee – teilweise bedingt durch einschlägige Einschränkungen, die in der Bundesartenschutzverordnung festgelegt sind. Viel bequemer ist es, sich in Gartencentern der Umgebung mit allerlei Exoten zu versorgen. Wenngleich es hierdurch einerseits zu einer Vereinheitlichung der Vorgärten kommt – d.h. zu einem Bild von immer wieder auftretenden Gehölzarten wie z.B. *Prunus laurocerasus, Forsythia* x *intermedia* und *Picea glauca* (vgl. KIESER 1998), so ist doch ebenfalls richtig, daß auf größerer Fläche (eines Stadtviertels oder einer Siedlung) insgesamt viel mehr exotische Arten angepflanzt werden als früher. Dies betrifft sowohl Gehölze als auch krautige Zierpflanzen. Kleinräumig kommt es zu einer Homogenisierung des Artenbestandes in Siedlungen, während großräumig eine Artenanreicherung stattfindet. Der Grund ist im diversifizierten Angebot durch Gartencenter zu sehen, die auch exotische Wünsche einiger (nicht der Masse der) Gartenbesitzer bedienen müssen. Anders läßt es sich kaum noch erklären, daß z.B. in einem ganz gewöhnlichen Tübinger Einkaufscenter eine Pflanzenart wie *Echium webbii* (eine endemische Pflanzenart auf La Palma, einer Kanareninsel; dort in Felsspalten bei lichten Pinienwäldern natürlich vorkommend) nicht nur angeboten, sondern auch verkauft wird. Ein Artenschwund um solche Pflanzenarten der traditionellen Kulturlandschaft, die auf der Roten Liste stehen bzw. standen, geht einher mit einer Artenanreicherung, wobei es sich vorwiegend um „Gartencenterarten" handelt. In der Artensumme überwiegt letzterer Prozeß in Siedlungen (nicht immer auf dem gesamten Stadtgebiet) den ersteren deutlich (LANDOLT 1992). Als Beleg kann ebenfalls eine Untersuchung von PYŠEK & MANDAK (1997) gelten. Auch traditionelle

Kulturlandschaften oder solche, die an vielen Stellen einer solchen noch recht ähnlich sind, zeigen bei weitem nicht den Artenreichtum, der von heutigen Siedlungen bekannt ist (GREGOR 1995).

Als ein Beispiel neben vielen anderen (einige Arten sind in Kap. 5.3 genannt) steht das spontane Auftreten von *Puschkinia scilloides*. Bei ***Viola odorata***, der nächsten Art in Tab. 6.1, läßt sich ein weiteres interessantes Phänomen studieren: Der Wechsel der bevorzugten Habitatbindung einer Pflanzenart. Während das Wohlriechende Veilchen früher einen Schwerpunkt in Hecken- und Gebüschrändern hatte, kann man die Art heute eher in städtischen Rasenflächen finden. Bei einer Untersuchung in einem Tübinger Wohngebiet war sie im Frühjahr 2001 fast auf jedem zweiten Wohngrundstück präsent, sofern dort eine Rasenfläche vorhanden war. Bei einer stichprobenartigen Überprüfung bestätigte sich die Häufung der Art ebenfalls in Stuttgarter Rasenflächen. *Viola reichenbachiana* hat einen Vorkommensschwerpunkt an Gebüsch- und Heckenrändern, während *Viola odorata* ihr Hauptvorkommen im Siedlungsbereich in Rasenflächen einnimmt. Vermutlich ausgehend von ehemaligen Anpflanzungen der Art in angrenzenden Zierbeeten hat sie sich in lückigen Rasen ausgebreitet. Daß hierbei die langfristig gesehen trockeneren Sommer eine Rolle spielen, kann nur vermutet werden. Sicher ist, daß trockene, heiße Sommer zu lückigeren Rasenflächen führen können und daß sich in den entsprechenden Lücken diese Standortbedingungen tolerierende und im Diasporenpool der Umgebung verfügbare Arten etablieren können. Ebenfalls interessant ist in diesem Zusammenhang, daß *Malva neglecta* sich zunehmend in städtschen Rasen, auch in Stuttgart, behauptet (vgl. WITTIG 2001).

Plantago media gehört mit zu den Arten, die die engste Habitatbindung aller in Tab. 6.1 vorgestellten Arten zeigen. Er kommt fast ausschließlich in Rasenflächen vor. Wenn die Rasenflächen nicht mehr so häufig geschnitten werden, kann sich weder der Mittlere Wegerich auf Dauer behaupten, noch der Fadenförmige Ehrenpreis. Beide relativ niedrig wüchsigen Arten können sich gegenüber höherwüchsigen Arten in

Wiesen nicht behaupten. Bei Rasen, auf denen die Schnittfrequenz abnimmt, geht der Deckungsgrad von ***Veronica filiformis*** zurück (MÜLLER 1989, S. 313). Der Fadenförmige Ehrenpreis hat sich ausgehend von Steingärten verbreitet und ist heute in Stuttgart häufig. Einen Unterschied bemerkt man im Vorkommen dieser Art zwischen großflächigen öffentlichen Rasenflächen und kleinflächigen Rasen in Privatgärten. In ersteren ist die Art häufiger als in letzteren. Der Gund ist, daß Pflanzenteile von *Veronica filiformis* großräumig mit den Rasenmähern verschleppt werden und die Fähigkeit haben, rasch an anderen Orten vegetativ Fuß zu fassen. Während viele und große öffentliche Flächen mit den gleichen Mähgeräten bewirtschaftet werden und es daher langfristig zu einer homogenen Verschleppung der vegetativen Sproßteile kommt, sind die Verhältnisse in privaten Rasenflächen anders. Hier hat jeder Grundstückseigentümer zumeist seinen eigenen Rasenmäher, der nur auf der eigenen Rasenfläche zur Anwendung kommt. Dementsprechend ist die Möglichkeit, daß *Veronica filiformis* von anderen Rasenflächen kommend vegetativ eingeschleppt wird, gering. Abgesehen von diesem Beispiel sind die floristischen Unterschiede zwischen Rasenflächen bei öffentlichen Einrichtungen und solchen bei Privatgärten zumeist nicht sehr ausgeprägt.

Pseudofumaria lutea hat ihren Schwerpunkt in Mauerfugen, kommt jedoch ebenfalls an Mauerfüßen und Hauswandsockeln vor. Typisch für die Blockbebauung sind alte Zementplatten als Bodenbelag, die mittlerweile zahlreiche Risse aufweisen und in denen, falls die Platten nicht bzw. selten betreten werden, ebenfalls *Pseudofumaria lutea* auftritt. Der Schwerpunkt bezüglich der Bebauungstypen liegt für den Gelben Lerchensporn eindeutig im Bereich der Blockbebauung, bei alter Villenbebauung und an Mauern alter Friedhöfe.

Dies ist einerseits auf die Anpflanzungsgeschichte zurückzuführen, denn die Art wurde gegen Anfang des 20. Jahrhunderts eingeführt und kultiviert, d.h. zu einer Zeit, als die genannten Bebauungstypen entstanden. Andererseits sind warme, wintermilde

Tieflagen für deren Überdauern günstig. Der Gelbe Lerchensporn ist ursprünglich eine Pflanze der Südalpen, die dort auf Geröllfeldern vorkommt. Auch auf dem Stuttgarter Trümmerschutt war die Art gegen Ende des Zweiten Weltkrieges ab und zu anzutreffen (SEYBOLD 1969).

Einen Schwerpunkt im Bereich der Mauerfüße und entlang von Hauswandsockeln weist die Mäusegerste auf. Sie kann an diesen Stellen gemeinsam mit *Paulownia tomentosa* auftreten, deren räumlich-ökologische Schwerpunkte und Eigenschaften schon erläutert wurden (Kap. 6.1).

Hordeum murinum hat immer wieder städtisch orientierte Vegetationskundler fasziniert (vgl. HARD 1998, DAVISON 1977). Daher besteht eine gute autökologische Dokumentation. Einige Fakten hierzu sind in Tab. 9.2.17 im Anhang zusammengetragen.
Lediglich zwei Aspekte sollen an dieser Stelle hervorgehoben werden. Immer wieder wird darauf hingewiesen, daß der Stickstoffreichtum, der durch urinierende Hunde entlang der Wege in Rasenflächen verursacht wird, einer der wichtigen Faktoren für ihr Vorkommen sei.
Dies muß bezweifelt werden. Vielmehr ist die Art auf ab und zu auftretende leichte Bodenverwundungen angewiesen, die durchaus mit dem Vorhandensein von Hunden zusammenhängen: Einerseits durch Kratzen mit den Pfoten nach dem Koten, andererseits durch Schädigung der Grasnarbe, sofern an den Stellen öfters uriniert wird (BALDER 1990). Nicht zuletzt aus diesen Gründen sind Baumscheiben bevorzugte Plätze (von einem einheitlichen Habitat kann nicht ausgegangen werden, vgl. Kap. 5.3), an denen *Hordeum murinum* auftritt. Zieht man in Betracht, daß die Samen der Mäusegerste bevorzugt epizoochor an Hundefell verbreitet werden (auch anemochor als „Bodenläufer“) und daß weiterhin Hunde häufig auf Baumscheiben und entlang der Wege in randlichen Bereichen von Rasenflächen „versäubert werden“ (wie die Schweizer es nennen), dann wird das Verbreitungsmuster der Art teilweise verständ-

lich. Offene Stellen entstehen außer durch Hundeurin und „Kratzen“ ebenfalls durch sommerliches Vertrocknen einiger ausgesäter Gräserarten (WITTIG 2001). Die Übergänge von Rasenflächen zu sich in den Sommermonaten stark aufheizenden Bürgersteigen sind dabei besonders betroffen.

In ihrem mitteleuropäischen, großräumigen Verbreitungsgebiet wird die Ausdünnung des Verbreitungsareals von *Hordeum murinum* nach Norden hin z.B. bei HARD (1998) beschrieben.[6] Ursächlich hierfür ist bei *Hordeum murinum*, daß bei sommerlich kühlen Temperaturen ein reduziertes Wachstum der Art stattfindet, das negative Auswirkungen auf die Kornproduktion und damit für die potentielle Populationsgröße im nächsten Jahr hat. Zudem kann durch verspätetes oder unvollständiges Reifen der Ähren die Rachis wenig oder nur unvollständig zerbrechen, so daß nur eine geringe Verbreitung der Samen stattfindet (DAVISON 1977). Der zuletzt genannte Aspekt dürfte auch bei lokalen Betrachtungen zum Vorkommen der Art, z.B. im Bereich von sich sommerlich stark auf aufheizenden Straßenschluchten, eine Rolle spielen.

Oxalis corniculata ist in Nordindien und Südwestchina beheimatet. Nach Deutschland ist er aus dem Mittelmeergebiet eingewandert. Bei SEYBOLD (1969) wird er noch als für Stuttgart selten gemeldet, z.B. von alten Friedhöfen (Prag-, Steig-, Fangelsbach- und Uffriedhof) sowie aus dem Hohenheimer Botanischen Garten. Aus Gärtnereien verbreitet er sich mit Bodenmaterial. Heute ist der wärmeliebende und kaum winterharte Gehörnte Sauerklee in der Stuttgarter Kernstadt keinesfalls mehr als selten zu bezeichnen. Er ist einjährig, kann jedoch mit unterirdischen Organen überdauern. In meso- und mikroklimatisch begünstigten Lagen der Stuttgarter Blockbebauung erreicht der kriechende und an den Knoten wurzelnde Hauptsproß Längen bis zu 50cm. Die Art ist in ihrem Vorkommen Fluktuationen durch Winterfrost unterworfen. Sie wird daher durch milde Winter begünstigt. In diese Richtung weisen ebenfalls Beobachtungen aus Zürich von LANDOLT (1992 und 1997), der bemerkt, daß *Oxalis corniculata* in letzter Zeit sehr häufig geworden ist. Den Schwer-

[6] Ähnlich verhalten sich in dieser Hinsicht z.B. *Eragrostis minor* (vgl. KLOTZ 1984, S. 109) und *Ailanthus altissima* (KOWARIK & BÖCKER 1984).

punkt hat die Art entlang von Mauerfüßen und Hauswandsockeln und ein Nebenvorkommen an wenig bzw. nicht betretenen Pflasterritzen. Sie kann aber auch in Beeten und Blumentöpfen auftreten. Wenn die klimatische Erwärmung anhält, ist mit einer Ausdehnung des Areals von *Oxalis corniculata* zu rechnen, der in warmen Gebieten weltweit verbreitet ist.

Das Kleine Liebesgras, ***Eragrostis minor***, ist als trittverträgliche Art besonders in Pflasterritzen zu finden. Auffällig ist dessen Konzentration auf größeren, sonnigen innerstädtischen Plätzen, im Gehwegpflaster entlang von Hauptverkehrsstraßen und auf Bahnhofsarealen. Die Art hat in Stuttgart schon eine längere Ausbreitungsperiode hinter sich, die vom Stuttgarter Güterbahnhof ihren Ausgang nahm (LANGE 2000). Deren Verbreitung über hunderte von Kilometern hinweg erfolgte mit der Eisenbahn. Mit dem zunehmenden Bahnverkehr breitete sich *Eragrostis minor* in Baden-Württemberg um 1900 herum sprunghaft aus. In Stuttgart greift die Ausbreitung vom Güterbahnhof auf den Personenbahnhof über. Von den Stadtzentren, Bahnhöfen und Haltestellen dehnt sich das Vorkommen der Art allmählich in die Peripherie aus, so daß sie in den meisten die Kernstadt Stuttgart begleitenden Städten präsent ist.

Mit an Schuhen anhaftendem Boden und Dreck sowie im Profil von Autoreifen können Diasporen zu weiteren potentiellen Wuchsorten gelangen. Nach LANDOLT (2001, S. 176) hat sich das Kleine Liebesgras, das früher nur gelegentlich in Zürich auftrat, in den letzten zwanzig Jahren fast explosionsartig auf das ganze Züricher Stadtgebiet ausgedehnt. Dies kann nicht auf die wärmeren Winter zurückgeführt werden, da die Samen starken Frost vertragen und regelmäßig überwintern. Ein Hinweis zur Erklärung der Ausbreitung ergibt sich allerdings aus der Tatsache, daß *Eragrostis minor* als Wärmekeimer ganztägig hohe Bodentemperaturen benötigt. Dies legen auch ihre auf Bebauungstypen bezogenen Schwerpunkte nahe, die sich an großen, offenen besonnten Plätzen und Parkplätzen, Verkehrsinseln an großen Straßen und auf Bahngelände befinden. In den niederen und wärmeren Lagen ist das Kleine

Liebesgras im politschen Stadtgebiet Stuttgarts weit verbreitet und häufig (mit einem Schwerpunkt zwischen 200m ü. NN und 300m ü. NN) und tritt mittlerweile zerstreut auch in den höheren Lagen bis 500m ü. NN auf. Ihre großräumigen Verbreitungsschwerpunkte in Deutschland entlang des Rheins sowie in Wärme- und Sandgebieten deuten ebenfalls auf eine wärmebedingte Abhängigkeit des Vorkommens der Art. Ein Erklärungsansatz für die „jüngste Ausbreitungswelle" sind die verbesserten Keimbedingungen für *Eragrostis minor* durch die höheren durchschnittlichen Temperaturen in den Sommern der letzten zehn bis fünfzehn Jahre.

7 Synopse der Ansätze zur Erklärung des städtischen Pflanzenartenmosaiks

Im abschließenden Kapitel werden retrospektiv alle bislang erwähnten Ansätze zur Erklärung der Vorkommen spontaner und subspontaner Pflanzenarten zusammengefaßt. Die Herausforderung liegt darin, die Genese des Artenmosaiks so vollständig zu begreifen wie möglich. Hierzu können drei leitende Ansätze bzw. Fragestellungen verfolgt werden:

1. Der artspezifische Ansatz:
Welche artspezifischen Eigenschaften ermöglichen es welchen Pflanzenarten in welchen Bodennutzungstypen, die standortkundlich weiter klassifizierbar sind, zu wachsen? Diese Frage wird in erster Linie in Kap. 6 erläutert.

2. Der auf vegetationskundliche Aufnahmeflächen bezogene räumlich-konkrete Ansatz:
Welche Zusammenhänge und Mechanismen erlauben es, zu erklären bzw. zu prognostizieren, welche Pflanzenarten auf einer konkreten, kleinräumig vegetationskundlich sinnvoll abgrenzbaren Fläche in der Stadt wachsen? Die Beiträge hierzu sind auf mehrere Kapitel verteilt.

3. Der Ansatz der quantitativen Verteilung von Bodennutzungstypen in der Stadt:
Wie läßt sich die Verteilung der potentiellen Wuchsorte einer Pflanzenart, auch in bezug auf ihr quantitatives Auftreten, innerhalb des Kernstadtbereichs erklären bzw. vorhersagen? Die Ergebnisse sind in Kap. 4 und 5 dargestellt.

Alle drei Ansätze müssen miteinander verbunden werden, um ein möglichst vollständiges Bild zur Erklärung des Vorkommens von spontanen Pflanzenarten in städtischen Siedlungen zu erhalten.

Wegen der Vielfältigkeit der kleinräumigen und großräumigen Einflüsse gibt es für einen Ökologen, der sich dem biologischen Ökologiebegriff verpflichtet weiß (vgl. HARD 1982a, S. 232), kaum etwas spannenderes und schwierigeres als die Aufklärung des innerstädtischen Artenmosaiks. Strukturiert und gebündelt wurden die oben genannten drei Ansätze in der stadtökologischen Forschung bislang noch nicht dargestellt. Dies bezieht sich insbesondere auf die Berücksichtigung der quantitativen Verteilung von Bodennutzungstypen in der Stadt. Die synoptische Zusammenstellung der zu beachtenden Faktoren ist daher ebenfalls als Ergebnis zu betrachten.

7.1 Der artspezifische Ansatz

In welchen Bodennutzungstypen und an welchen Standorten eine Pflanzenart wachsen kann, ist abhängig von den artspezifischen Eigenschaften. In der Stadt sind folgende Charakteristika und Interdependenzen besonders wichtig:

- die Licht- und Schattentoleranz
- die Abhängigkeit vom Wasserhaushalt
- die Anzahl der Diasporen und deren Verbreitungseffektivität
- die Toleranz gegenüber Schnitt und Tritt
- die Toleranz gegenüber permanenten Bodenverwundungen, die mit der vegetativen Regenerationsfähigkeit verknüpft ist
- die Anzahl der Generationen pro Jahr sowie die Dauer und der Zeitraum im Jahr für die generative Vermehrung
- die Keimtemperatur
- die Winterhärte

- die Fähigkeit zur Polykormonbildung (Wurzelkriechpioniere), die teilweise mit der Herbizidtoleranz verknüpft ist
- die Schwermetall- und Salztoleranz
- die Fähigkeit zur Ausbildung lokal angepaßter Ökotypen

Jede einzelne Art unterscheidet sich in diesen Merkmalen von einer anderen. Bei der Aufzählung geht es nicht um die Vollständigkeit der ökologischen Merkmale einer Pflanzenart, sondern darum, gewichtet für das Vorkommen von Pflanzenarten in Siedlungen entscheidende Merkmale hervorzuheben.

Aussagekräftige Ergebnisse zur Kennzeichnung von Pflanzenbeständen bezüglich ihrer ökologischen Eigenschaften lassen sich bei vielen Fragestellungen mit dem System von RAUNKIAER (1918) erzielen, der Pflanzenarten hinsichtlich der Lage und dem Sitz der Erneuerungsknospen einteilt. Auch die Verwendung ökologischer Artengruppen nach KUNICK (1974) hat sich dabei als hilfreich erwiesen.
Auf der artspezifischen Ebene erlangt man die genauesten Ergebnisse zur Übereinstimmung zwischen Standort und Pflanzenart (bzw. Phytozönose). Dieser Ansatz muß allerdings um wichtige Aspekte ergänzt werden, weil eine gesetzmäßige Abhängigkeit des Vorkommens der Arten auf konkreten Flächen, die von Standortfaktoren ableitbar ist, eine lange gehegte Illusion ist (vgl. ELLENBERG 1956, S. 37). Dies geht aus vielen Beispielen der vorangegangenen Kapitel hervor. Selbst die Arteigenschaften sowie die Habitatbindung von Arten verändern sich mit der Zeit in nicht vorhersehbarer und nach Gesetzen verständlicher Weise. Welche Faktoren auf einer konkreten Fläche in ihrer Auswirkung auf die Phytozönose absehbar und welche nicht einschätzbar sind, soll im folgenden Kapitel dargestellt werden.

7.2 Der auf vegetationskundliche Aufnahmeflächen bezogene räumlich-konkrete Ansatz

Um zu erklären, welche Pflanzenarten auf einer konkreten räumlichen Fläche in der Stadt wachsen (bzw. welche Pflanzenarten aufgrund der Standortbedingungen wachsen könnten), sind viele Informationen erforderlich.

Zunächst seien solche Faktoren aufgezählt, die sich prinzipiell in ihrer konkreten Auswirkung auf die Phytozönose zumindest grob einschätzen bzw. erheben lassen (bekannte oder ermittelbare Rahmenbedingungen):

- die Bewirtschaftungsweise (der Bodennutzungstyp)
- weitere standortkundliche Merkmale (z.B. hinsichtlich der klimatischen Einflüsse, wie der Lage an einem Fluß und/oder in wintermildem Klima)
- der aktuelle Diasporenvorrat im Boden
- der gegenwärtige Diasporenzustrom aus der Umgebung, repräsentiert durch den im Text erwähnten „Lagefaktor" in Bezug auf Diasporenquellen (Diasporeneinträge durch Bodenaushub an anderen Stellen lassen sich allerdings kaum vorhersagen)
- Pflanzenarten und Diasporen, die sich noch aus einer vorangegangenen Nutzung im Boden bzw. auf der Fläche befinden (Palimpsest-Effekt, Initial floristic composition)

Die zuletzt genannten Einflüsse lassen sich zwar prinzipiell bestimmen bzw. in ihren Auswirkungen erklären, sind bei städtischen Flächen aber zumeist nicht exakt bekannt. Somit wäre die Zusammensetzung der Arten zwar regelbasiert grob erklärbar, durch einen Mangel an Informationen (z.B. bezüglich der vorangegangenen Nutzungen und Diasporen im Boden) ist sie es jedoch nicht. Zur Unvorhersehbarkeit der Entwicklung des Artenmosaiks trägt bei, daß durch Schwankungen der Witterung von Jahr zu Jahr unterschiedliche Arten (z.B. in wichtigen frühen Sukzessionsphasen) Fuß fassen können und fortan die weitere Entwicklung prägen. Während sich jährli-

che Witterungsschwankungen dennoch ohne langfristig gerichtete Tendenz abspielen können und somit der Status quo innerhalb einer gewissen Schwankungsbreite (an vorkommenden Arten) erhalten bleiben kann, so gilt dies nicht für langfristig gerichtete Veränderungen und unvorhersehbare Ereignisse.

Für die Zusammensetzung städtischer Phytozönosen bedeutsame, langfristig gerichtete Prozesse sind z.B. die mit zunehmender Siedlungsgröße ansteigende klimatische Erwärmung und die zunehmende Nährstoffanreicherung der Stadtböden (vgl. AEY 1990).

Als weitgehend unvorhersehbar müssen die Einführungs- und ggf. die Anpflanzungsgeschichte von Pflanzenarten gelten, ebenso wie kurzfristige Pflege- und Nutzungsänderungen von Flächen. Dabei ist für konkrete Flächen z.B. der Wechsel von Hausbewohnern von Relevanz, die hinsichtlich ihrer Werthaltungen gegenüber spontanen Pflanzenarten in ihren Gärten voneinander abweichen (HARD 1998). ZMYSLONY & GAGNON (1998 und 2000) weisen in Montreal nach, daß benachbarte Grundstücke in ihrer Pflege, Gestaltung und den angepflanzten Arten einander ähnlicher sind als weiter voneinander entfernte und erklären dies durch soziale Gründe (Anpassungsverhalten, Prestige, Kontrolle).

Zwar können unvorhersehbare Veränderungen nicht bei Prognosen zum Vorkommen von Pflanzenarten auf einer konkreten Fläche berücksichtigt werden, doch läßt sich im Nachhinein oft erklären, warum sie stattgefunden haben. Unvollständig bekannte oder nicht absehbare Rahmenbedingungen machen in vielen Fällen die Prognose der vorkommenden Arten unmöglich.

Beim Ansatz zur Erfassung von Pflanzenarten über Bodennutzungstypen wird von einer zumindest kurz- bis mittelfristigen (im Rahmen von etwa 10 Jahren) weitgehenden Konstanz der Nutzungsbedingungen und weiterer Einflüsse ausgegangen. Dabei

lassen sich häufigere Arten prognostizieren. Deren potentielle Wuchsorte stimmen mit den tatsächlichen teilweise gut überein. Bei selteneren stenöken Arten ist es zwar leicht vorherzusagen, in welchen Bodennutzungstypen sie aus artspezifischen Gründen nicht vorkommen können, jedoch nicht möglich, vorherzusagen, in welcher konkreten Fläche sie tatsächlich vorkommen, weil einer Vielzahl potentieller Wuchsorte nur eine geringe Anzahl realer Wuchsorte gegenübersteht. Die Nähe zu Diasporenquellen in der Umgebung ist für die Besiedlung potentieller Wuchsorte von besonderer Bedeutung (BASTIN & THOMAS 1999).

7.3 Der Ansatz der quantitativen Verteilung von Bodennutzungstypen in der Stadt im Hinblick auf die potentiellen Wuchsorte von Pflanzenarten

Das räumliche Ausmaß und die Lage des Vorkommens potentieller Wuchsorte von Pflanzenarten ist, wie in den Kapitel 4 und 5 gezeigt wurde, abhängig von den realisierten Bebauungstypen. Deren Lage in der Kernstadt ist ebenfalls nicht zufällig, sondern folgt einem räumlichen Muster (vgl. Tab. 3.2).
Somit sind Umfang und Lage der potentiellen Wuchsorte abhängig von den Bebauungstypen und von der relativen Lage in der Kernstadt.
Welche Bebauungstypen realisiert werden, ist nicht ohne die Wirtschafts- und Architekturgeschichte zu verstehen, wie in den Kapiteln 3 und 4 erläutert wurde.
Bei der Erscheinungsform und dem Aufbau einer Stadt wird die ideale kreisförmige Anordnung der Bebauungszonen (Großformbebauung, Blockbebauung, Einzelhausbebauung) durch historische, nicht vorhersehbare politische Entscheidungen ebenso abgewandelt wie durch naturräumliche Besonderheiten wie die Gunst oder Ungunst einer Lage als Bauland.

Trotz dieser Abwandlungen sind in deutschen Städten dennoch ähnliche, grob miteinander vergleichbare Abfolgen der Bebauungstypen vom Stadtzentrum nach außen

hin entstanden, die Erklärungswert für das quantitative Vorkommen und die Präsenz von Pflanzenarten aufweisen.

Durch die Verzahnung der Kernstadtränder mit angrenzenden Landnutzungstypen, mit Wäldern bzw. Forsten und landwirtschaftlichen Nutzflächen, ist ein floristischer Einfluß in beidseitige Richtung gegeben. Hierdurch, ebenso wie durch die klimatische Gunst in den Zonen der Großformbebauung und der Blockbebauung (die nicht zuletzt mit dem dortigen Ausmaß der Bodenversiegelung zu erklären ist), entstehen Gradienten bezüglich des Vorkommens einiger Pflanzenarten, wie z.B. bei *Paulownia tomentosa*. Die geschichtliche Entwicklung der Anpflanzung und ggf. Nutzung der betrachteten Pflanzenarten ist bei der Erklärung des Vorkommens von Pflanzenarten ebenso zu berücksichtigen wie Änderungen der Bodennutzung.
So kann z.B. das Aussterben bei den meisten der betroffenen Pflanzenarten in Deutschland und die Populationsabnahme vieler Rote Liste-Pflanzenarten schon durch Veränderungen in der Bewirtschaftungsweise erklärt werden.

Der grundsätzlich erhöhte Artenreichtum in Stadtgebieten hängt nicht allein davon ab, daß sich in großen Städten prinzipiell ein Zentrum der Einführung fremder Florenelemente befindet und daß zahlreiche Gartenflüchtlinge sich lokal etablieren können. Städte sind bevorzugt an klimatisch begünstigten, oft wintermilden Lagen, in fruchtbaren Tälern und in für den Handel vorteilhafter Nähe zu Flüssen entstanden. Wärmeliebende Pflanzenarten sind daher oft schon durch die klimatische Lage der Stadt begünstigt, ganz unabhängig vom städtischen „heat-island effect".
Lediglich auf der Interaktion zwischen biotischen und abiotischen Faktoren beruhende Erklärungen für das Vorkommen von Pflanzenarten in Städten greifen zu kurz und erfassen die meisten Veränderungen nur unzureichend. Ein besseres Verständnis der Muster spontan und subspontan vorkommender Pflanzenarten ergibt sich, wenn man die drei oben diskutierten Ansätze (den artspezifischen Ansatz, den auf konkrete Aufnahmeflächen bezogenen Ansatz und den Ansatz der quantitativen Verteilung

von Bodennutzungstypen) miteinander verknüpft und dabei historische Entwicklungen – sowohl naturgeschichtliche als auch wirtschaftsgeschichtliche – mitberücksichtigt.

Städte sind dabei sicherlich, so wie in der Vergangenheit auch in Zukunft, weiteren Veränderungen unterworfen und langfristig von einem Gleichgewicht oder „steady state“ bezüglich der auftretenden Pflanzenarten weit entfernt.

8 Zusammenfassung

Die Bedeutung städtischer Gliederungsmuster für das Vorkommen von spontanen und subspontanen Pflanzenarten ist Untersuchungsobjekt dieser Arbeit. Anhand von Beispielen werden sowohl unter Aspekten der räumlichen Gliederung als auch unter ökologischen Gesichtspunkten die Abhängigkeiten zum Vorkommen der Arten erläutert.

Ein Skalenmodell stadtökologischer Forschungsebenen dient dazu, den räumlichen Bereich zu strukturieren, auf den die Fragestellung Anwendung findet. Hierbei wird zwischen der Agglomeration Stuttgart, der Kernstadt Stuttgart, unterschiedlichen Bebauungstypen innerhalb der Kernstadt und sogenannten „Bodennutzungstypen" unterschieden. Die Bodennutzungstypen (z.B. Rasenflächen, Gebüsche, Beete, Bodendeckerrabatten oder Pflasterritzen) als kleinräumliche, abgrenzbare Einheiten werden durch die stetigsten Pflanzenarten charakterisiert sowie bodenkundlich und klimatologisch analysiert. Demnach gibt es neben durchschnittlichen Vegetationsausprägungen je Bodennutzungstyp standörtliche Abweichungen.

Auf der Ebene der Pflanzenarten dienen Beispiele dazu, die quantitativen und qualitativen Unterschiede auf den verschiedenen räumlichen Skalen zu veranschaulichen. Mit Hilfe von „ökologischen Steckbriefen" einiger Pflanzenarten, deren exponiertestes Beispiel *Paulownia tomentosa* ist, läßt sich eine artspezifische Prognose des Vorkommens spontaner Pflanzenarten in der Kernstadt durchführen. Der Blauglockenbaum ist dabei deshalb besonders interessant, weil er als frostempfindliche Art von den durchschnittlich wärmeren Wintern der letzten zehn bis fünfzehn Jahre profitiert und sich in einigen Regionen Deutschlands in Ausbreitung befindet.

Zusammenfassend läßt sich die Fragestellung folgendermaßen darstellen:

Wenn eine Abhängigkeit

- der Pflanzenarten und Pflanzengemeinschaften von Bodennutzungstypen,

- der Bodennutzungstypen von Bebauungstypen und
- der Bebauungstypen von der räumlichen Lage in der Kernstadt

gegeben ist, dann

besteht eine Abhängigkeit der Pflanzenarten und Pflanzengemeinschaften von ihrer Lage in der Kernstadt.

Zur Prüfung dieser These werden die konkreten Bebauungstypen und Bodennutzungstypen randomisiert ausgewählt und Vegetationsaufnahmen durchgeführt.

Die bisherige stadtökologische Forschung orientiert sich bei der Modellbildung an der kompakten Kernstadt, die der räumlichen Struktur einer modernen Großstadt als Agglomeration nicht gerecht wird. Daher wird zunächst ein dementsprechendes Modell konzipiert und in seiner historischen Genese am Beispiel Stuttgarts erläutert. Spontane Pflanzenarten zeigen selbst auf dieser Ebene eine Abhängigkeit von der Landnutzung: So findet man z.B. spontane Blauglockenbäume im Stuttgarter Stadtgebiet weder in Wäldern oder Forsten, noch in landwirtschaftlich genutzten Flächen. Sie kommen fast ausschließlich in Siedlungen der Kernstadtbereiche von Stuttgart, Feuerbach und Bad Cannstatt vor.

Die Stuttgarter Kernstadt läßt sich in drei Zonen einteilen: Großformbebauung im Zentrum, eine sich daran anschließende Blockbebauungszone und eine Einzelhausbebauungszone, zumeist in Hanglage. Weitere Bebauungstypen wie z.B. Villenbebauung, Friedhöfe, Parkanlagen oder Industrieareale verteilen sich in charakteristischer Weise auf diese Zonen. Ein Schema der Verteilung der Bebauungstypen innerhalb der Kernstadt wird vorgestellt, das über bisherige Ansätze hinsichtlich des Umfangs der berücksichtigten Typen und des Detaillierungsgrades hinausgeht. *Paulownia tomentosa* findet man am häufigsten in der Zone der Blockbebauung, gefolgt von der Zone der Großformbebauung, wobei klimatische und historische Gründe eine wichtige Rolle spielen.

Über 90% der Wuchsorte des Blauglockenbaumes befinden sich in Ritzen entlang von Mauer- und Häusersockeln, geschotterten Flächen und Brachflächen, die sich durch Nährstoffarmut bei hohen pH-Werten und durch im Sommer trockene Böden mit sehr heißen Bodenoberflächen auszeichnen. Das Vorkommen der Art ist daher an die hiermit verknüpften Bodennutzungstypen gebunden und wird weiterhin durch unterschiedlich intensive Pflege beeinflußt. Der Blauglockenbaum ist dabei ein Beispiel neben anderen, an dem aufgezeigt wird, wie die unterschiedliche Verteilung von Bodennutzungstypen auf Bebauungstypen und die Abhängigkeit von der räumlichen Lage der fruchtenden Elternexemplare das Vorkommen von Pflanzenarten determiniert.

Am Beispiel der stetigsten Pflanzenarten im Bereich der Bodendecker entlang von Hauptverkehrsstraßen und der Vegetation von Bahnarealen wird deutlich, wie sehr Herbizide zur Selektion der vorkommenden spontanen Vegetation beitragen, wodurch immer wieder Pflanzenarten, die in der traditionellen Kulturlandschaft in unterschiedlichen Lebensräumen wachsen, in städtischen Arealen in neuen Pflanzenartenkombinationen zusammen auftreten. Dazu, daß die Pflanzengemeinschaften mit traditionellen pflanzensoziologischen Kategorien in der Stuttgarter Kernstadt zumeist nicht zufriedenstellend erfaßt werden können, tragen Neophyten wie *Pseudofumaria lutea, Oxalis corniculata* und *Cardamine hirsuta* (um nur einige von den Arten zu nennen, für die ein ökologischer Steckbrief erstellt wurde) in besonderem Maße bei. Eine Verarmung der städtischen Flora um Idiochorophyten und Archäophyten, wobei letztere häufig an traditionelle Bewirtschaftungsformen gebunden sind (wie z.B. *Gagea villosa*) und eine Anreicherung um oft nur lokal, besonders in unmittelbarer Nähe von Gärten auftretende Neophyten gehört zur Veränderung der Flora in Stadtregionen.

Lediglich auf naturwissenschaftlichen Einflußfaktoren beruhende Erklärungen für das Vorkommen von Pflanzenarten in Städten greifen viel zu kurz und können die meisten Veränderungen nur unzureichend erklären. Um die Genese des Arten- und Vegetationsmosaiks möglichst vollständig zu begreifen, werden ein artspezifischer Ansatz

(der die ökologischen Eigenschaften von Pflanzenarten in den Vordergrund stellt), ein auf konkrete Aufnahmeflächen bezogener Ansatz (der die Faktoren benennt, die für die gemeinsam vorkommenden Pflanzenarten entscheidend sind) und ein Ansatz der quantitativen Verteilung von Bodennutzungstypen (als potentielle Wuchsorte aufgefaßt) in Städten miteinander verknüpft. Dabei ist es hilfreich, wie das Beispiel *Paulownia tomentosa* zeigt, historische Entwicklungen (wie z.B. die Anpflanzungsgeschichte der Art) bei der Interpretation der spontanen Vorkommen zu berücksichtigen.

Es ist zu erwarten, daß Städte, so wie in der Vergangenheit auch zukünftig, weiteren Veränderungen unterworfen bleiben und langfristig von einem Status quo bezüglich der auftretenden Pflanzenarten weit entfernt sein werden.

9 Literatur:

AEY, W. (1990): Historisch-ökologische Untersuchungen an Stadtökotopen Lübecks. Floristisch-vegetationskundliche Untersuchungen unterschiedlich alter Stadtbereiche. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 41: 229 S.

ALBERTSHAUSER, E.M. (1985): Neue Grünflächen für die Stadt. Callwey, München: 189 S.

ALLEN, T.F.H. & T.W. HOEKSTRA (1992): Toward a unified Ecology. Columbia Univ. Press, New York: 384 S.

ARBEITSGRUPPE ARTENSCHUTZPROGRAMM BERLIN (1984): Grundlagen für das Artenschutzprogramm Berlin. Drei Bände: Landschaftsentwicklung und Umweltforschung (Berlin) 23: 1072 S. und Kartenanhang mit 6 Karten.

ARBEITSGRUPPE „METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH“ (1993): Flächendeckende Biotopkartierung im besiedelten Bereich als Grundlage einer am Naturschutz orientierten Planung. Natur und Landschaft 68(10): 491–526.

ASMUS, U. (1981): Der Einfluß von Nutzungsänderung und Ziergärten auf die Florenzusammensetzung stadtnaher Forste in Erlangen. Ber. Bayer. Bot. Ges. 52: 117–121.

ASMUS, U. (1988): Analyse von Vegetation und Kulturpflanzen eines Eifeldorfes. Landschaft + Stadt 20: 9–25.

ASMUS, U. (1990): Floristische und vegetationskundliche Untersuchungen in der Gropiusstadt (Berlin). Verh. Berl. Bot. Ver. 8: 97–139.

ASMUS, U. (1992): Spontane Vegetation in Bodendeckerkulturen. Braun-Blanquetia 3: 183–189.

AUBE (Arbeitsgruppe Umweltbewertung Essen) (1985): Ökologische Planung in Ballungsräumen. Verbesserung der ökologischen Qualität urban-industrieller Bereiche des Ruhrgebiets (Endbericht zum Forschungsvorhaben). DER MINISTER FÜR

UMWELT; RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT DES LANDES NORD-RHEIN-WESTFALEN. Essen: 265 S.

AUHAGEN, A. (1994): Wissenschaftliche Grundlagen zur Berechnung einer Ausgleichsabgabe. Unveröff. Gutachten im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin, Abtl. III: 104 S.

AUWECK, F.A. (1982): Ökologische Auswirkungen von Flurbereinigungsmaßnahmen auf Kleinstrukturen. Natur und Landschaft 57(4): 120–127.

BALDER, H. (1990): Hundeurin als Schadagens an Bäumen. Das Gartenamt 39: 736–738.

BASTIN, L. & C.D. THOMAS (1999): The distribution of plant species in urban vegetation fragments. Landscape Ecology 14: 493–507.

BAUER, B. (1999): Mikrometeorologische Analyse und Bewertung kleinräumiger Stadtstrukturen. UFZ-Bericht 3: 159 S. mit Anhang.

BAUMÜLLER, J. (1997): Stadtklima 21. Grundlagen zum Stadtklima und zur Planung „Stuttgart 21". Amt f. Umweltschutz, Stuttgart: CD-ROM, 1. Version.

BAUMÜLLER, J. (1981): Stadtklima, Stadtrelief und städtebauliche Planung. Tagungsbericht Stadtökologie an der ANL (Laufen/Salzach) 1: 17–31.

BAUMÜLLER, J., HOFFMANN, U. & U. REUTER (1998): Städtebauliche Klimafibel. Hinweise für die Bauleitplanung. Schwäbische Druckerei, Stuttgart: 271 S.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1993): Freiflächen an öffentlichen Gebäuden: Rahmenkonzepte für München, Kempten und Forchheim. Schriftenreihe 119: Kartenteil mit 7 Karten.

BECHER, R. & D. BRANDES (1985): Vergleichende Untersuchungen an städtischen und stadtnahen Gehölzbeständen am Beispiel von Braunschweig. Braunschw. naturkdl. Schr. 2: 309–339.

BECHTEL, H. (1926): Städtebau. In: ELSTER, D., WEBER, A. & F. WIESER: Handwörterbuch der Staatswissenschaften. Bd. 7, 4. Aufl. Fischer, Jena: 830–846.

BERG, C. & G. MAHN (1990): Anthropogene Vegetationsveränderungen der Straßenrandvegetation in den letzten 30 Jahren – die Glatthaferwiesen des Raumes Halle/Saale. Tuexenia (Göttingen) 10: 185–195.

BERG, E. (1985): Zur Vegetation öffentlicher Rasenflächen in Hannover. Landschaft und Stadt 17(2): 49–57.

BERLEKAMP, L.-R., KAMIETH, H. & N. PRANZAS (1990): Eine neue Systematik urbaner Nutzungstypen. Landschaft + Stadt 22(3): 105–114.

BIERHALS, E. (1978): Ökologischer Datenbedarf für die Landschaftsplanung – Anmerkungen zur Konzeption einer Landschaftsdatenbank. Landschaft + Stadt 10(1): 30–36.

BIERHALS, E. (1993): CIR-Luftbilder für die flächendeckende Biotopkartierung. 5., geringfügig erg. Aufl. Niedersächsisches Landesverwaltungsamt (Hannover). Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 8,5: 78–108.

BILLERBECK, K. (1998): Das Grünflächeninformationssystem im Grünflächenamt der Stadt Kiel. Stadt und Grün 6: 393–397.

BISCHOFF, C. (1987): Zur Bedeutung von Friedhöfen für den Artenschutz in Stadtlandschaften. Unveröffentl. Diplomarbeit, Univ. Hohenheim.

BISCHOFF, G. (1999): Test-Plot for "turf-on-gravel" at the Technical Highschool Erfurt, Germany. International Turfgrass Society: 8–9.

BLUME, H.-P., HORBERT, M., HORN, R. & H. SUKOPP (1978): Zur Ökologie der Großstadt unter besonderer Berücksichtigung von Berlin (West). Schriftenreihe Dtsch. Rat Landespflege 30: 658–677.

BÖCKER, R. (1978): Vegetations- und Grundwasserverhältnisse im Landschaftsschutzgebiet Tegeler Fließtal (Berlin-West). Verh. Bot. Ver. Prov. Brandenburg 114: 164 S.

BÖCKER, R. (1985): Bodenversiegelung – Verlust vegetationsbedeckter Flächen in Ballungsräumen am Beispiel von Berlin (West). Landschaft + Stadt 17(2): 57–61.

BÖCKER, R. (1989): Floreninformationssystem für den Bezirk Wedding von Berlin. Ermittlung des floristischen Kartieraufwandes für Biotopkartierungen in Städten. Unveröffentl. Habilitationsschrift TU Berlin: 73 S. mit Anhang.

BÖCKER, R. & I. KOWARIK (1991): Bearbeitung der Liste der wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen von Berlin (West) mit Angaben zur Etablierung der Arten. In: AUHAGEN, A. PLATEN, R. & H. SUKOPP: Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin: Schwerpunkt Berlin (West). Landschaftsentwicklung und Umweltforschung (Berlin), Sonderheft 6: 44–56.

BÖCKER, R. & K. REIDL (1995): Flora und Vegetation städtischer Grünflächen in Abhängigkeit von Standort- und Nutzungsfaktoren. Verh. Ges. Ökol. 24: 367–377.

BÖCKER, R. & M. STÖHR (1988): EDV-gestützte ökologische Umweltinformation für den besiedelten Bereich (dargestellt am Beispiel Wedding). Kommunalverband Ruhrgebiet Essen (Hrsg.): 56–82.

BÖCKER, R., GRENZIUS, R. (Red.), BLUME, H.-P., HORBERT, M., RIPL, W., SUKOPP, H., v. STÜLPNAGEL, A. unter Mitarbeit von AEY, W., GERLACH, J., KOPPEN, A., KIRCHGEORG, A., LAKENBERG, K., SCHMITT-RENNEKAMP, W., STERN, S., STÖHR, M. & M. ZINGK (1998): Stadtökologische Raumeinheiten von Berlin (West). Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beiheft 8: 204 S.

BÖHLING, N. (1995): Zur pedoökologischen Indikatorfunktion der Vegetation des Stadtwaldes von Hannover. Untersuchungen zur Parallelisierung von Zeigerwerten nach Ellenberg mit Bodendaten im Hinblick auf eine Physiotopdifferenzierung. Karlsruher Berichte zur Geographie und Geoökologie 7: 75 S.

BÖHM, P. (1995): Regionalisierte Umweltqualitätsziele für Stadtstrukturtypen. Tagungsbericht der Statistischen Woche Leipzig: 246–254.

BÖHM, P. (1998): Urban structural units as a key indicator for monitoring and optimising the urban environment. In: BREUSTE, J., FELDMANN, H. & O. UHLMANN: Urban Ecology. Springer, Berlin: 442–445.

BÖHM, R. & D. STRAUCH (1987): Hundekot in der Großstadt - Ein ästhetisches und hygienisches Problem. Hohenheimer Umwelttagung 19: 215–226.

BÖHMER, H.J. (1999): Vegetationsdynamik im Hochgebirge unter dem Einfluß natürlicher Störungen. Dissertationes botanicae 311. Berlin: 180 S.

BÖSSNECK, U. & T. SCHIKORA (1998): Burg- und Stadtmauern in Weißensee (Lkr. Sömmerda) – ein Ökosystem im Konflikt zwischen Natur- und Denkmalschutz. Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 35(3): 72–80.

BOESTEN, J.J.T.I. (2000): From laboratory to field: uses and limitations of pesticide behaviour models for the soil/plant system. Weed Research 40: 123–138.

BOHNSACK, F. (1999): Ruderalisierung der Wälder Stuttgarts durch Gartenabfälle. Unveröffentl. Diplomarbeit, Univ. Hohenheim: 79 S. mit Anhang.

BORCHERS, U., MÖSELER, B.M. & G. WOLF (1998): Diasporenreservoir in Fichtenforsten und Eichen-Hainbuchenwäldern: Einsatzmöglichkeiten für forstliche Rekultivierungsflächen. Naturschutz und Landschaftsplanung 30(1): 10–16.

BORNKAMM, R. (1974): Die Unkrautvegetation im Bereich der Stadt Köln. Decheniana 126: 267–306.

BORNKAMM, R. (1981): Zusammensetzung, Biomasse und Inhaltsstoffe der Vegetation während zehnjähriger Sukzession auf Gartenböden in Köln. Decheniana 134: 34–48.

BRANDES, D. (1983): Flora und Vegetation der Bahnhöfe Mitteleuropas. Phytocoenologia 11: 31–115.

BRANDES, D. (1992): Flora und Vegetation von Stadtmauern. Tuexenia 12: 315–339.

BRANDES, D. (1995a): Breiten sich die C4-Pflanzen in Mitteleuropa aus? Schr.-R. f. Vegetationskde. (Sukopp-Festschrift) 27: 365–372.

BRANDES, D. (1995b): The flora of old town centres in Europe. In: SUKOPP, H., NUMATA, M. & A. HUBER: Urban Ecology as the Basis of Urban Planning. SPB Academic Publishing, Amsterdam: 49–58.

BRANDES, D. & D. ZACHARIAS (1990): Korrelation zwischen Artenzahlen und Flächengrößen von isolierten Habitaten, dargestellt an Kartierungsprojekten aus dem Bereich der Regionalstelle 10 B. Flor. Rundbr. 23: 141–149.

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl. Springer, New York: 865 S.

BREUSTE, J. (1989): Landschaftsökologische Struktur und Bewertung von Stadtgebieten. Geogr. Ber. 131: 105 –116.

BREUSTE, J. (1994): Flächennutzung als stadtökologische Steuergröße und Indikator. Geobot. Kolloq. (Frankfurt a.M.) 11: 67–81.

BREUSTE, J. & M. WINKLER (1999): Charakterisierung von Stadtbiotopen durch ihren Gehölzbestand – Untersuchungen in Leipzig. In: Petermanns Geographische Mitteilungen 134(1): 45–57.

BRÖRING, U. & G. WIEGLEB (1990): Wissenschaftlicher Naturschutz oder ökologische Grundlagenforschung? Natur und Landschaft 65(6): 283–292.

BUDRYTE-ALEKSANDRAVICIENE & H. SCHULZ (2000): Wirkung der Beschattung auf die Anfangsentwicklung einiger Rasengräserarten und -sorten im Freilandversuch. Rasen, Turf, Gazon 4: 52–58.

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, STATISTISCHES BUNDESAMT & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1998): Ökologische Flächenstichprobe. Pressemappe der Konferenz am 3.2.1998 im Bonner Presseclub. Bonn: 35 S.

BURGESS, E.W. (1925): The growth of the city: an introduction to a research project. In: PARK, R.E., McKENZIE, R.D. & E.W. BURGESS: The City: 47–62. University of Chicago Press, Chicago.

CARPENTER, S.B., IMMEL, M.J. & N.D. SMITH (1983): Effect of phytoperiod on the growth and photosynthetic capacity of *Paulownia* seedlings. Castanea (J. South-Appalachian Bot. Club) 48(1): 13–18.

DAHMEN, F.W. (2000): Durch die relative Bedeutung ökologischer Standortfaktoren und Milieuverhältnisse bedingte Risiken im Umgang mit der Natur. In: BRECKLING,

B. & F. MÜLLER: Theorie in der Ökologie, Bd. 1: Der Ökologische Risikobegriff. Peter Lang, Frankfurt a.M.: 59–68.

DANNENBERG, A. (1995): Die Ruderalvegetation der Klasse Artemisietea vulgaris in Schleswig-Holstein. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 49: 142 S.

DARIUS, F. & J. DREPPER (1984): Rasendächer in West-Berlin. Das Gartenamt 33: 309–315.

DAVISON, A.W. (1977): The ecology of *Hordeum murinum* L. 3. Some effects of adverse climate. J. Ecol. 65: 523–530.

DECHENT, H.-J. (1988): Wandel der Dorfflora – gezeigt am Beispiel einiger Dörfer Rheinhessens. KTBL-Schrift 326. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup: 162 S.

DECKER-HAUFF, H. (1966): Geschichte der Stadt Stuttgart. Von der Frühzeit bis zur Reformation. Band I. Kohlhammer, Stuttgart: 388 S.

DETZLHOFER, A. (1998): Stadt in Latenz. Garten und Landschaft 10: 28–29.

DEYL, M. (1974): Classification methods in geobotany. [Tschechisch] Preslia (Prag) 46: 74–88.

DIERSSEN, K. (1996): Vegetation Nordeuropas. Ulmer, Stuttgart: 838 S.

DINIES, M. (1998): Floristische und vegetationskundliche Aspekte des Stadtgebietes Bad Cannstatt unter Berücksichtigung der Nutzung. Unveröffentl. Diplomarbeit, Univ. Hohenheim: 150 S.

DORNEY, R.S. & P. WAGNER McLELLAN (1984): The urban ecosystem: Its spatial structure, its scale relationships, and its subsystem attributes. Environments 16(1): 9–20.

DRÖSCHMEISTER, R. (2001): Bundesweites Naturschutzmonitoring in der „Normallandschaft“ mit der Ökologischen Flächenstichprobe. Natur und Landschaft 76(2): 58–69.

DUHME, F. & T. LECKE (1986): Zur Interpretation der Nutzungstypenkartierung München. Landschaft + Stadt 18(4): 174–185.

EGLER, F.E. (1954): Vegetation science concepts I. Initial floristic composition, a factor in old field vegetation development. Vegetatio 4: 412–417.

ELLENBERG, H. (1956): Grundlagen der Vegetationsgliederung, I. Teil: Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. Ulmer, Stuttgart: 136 S.

ERIKSEN, W. (1976): Die städtische Wärmeinsel. Geographische Rundschau 28: 368–373.

FALINSKY, J.B. (1971): Synanthroposition of plant cover. II. Synanthropic flora and vegetation of towns connected with their natural conditions, history and functions. [Polish; english summary] Materialy Zakladu Fitosocjologii Stosowonej 27. Univ. Warsaw: 317 S.

FELDERER, B. & P. ZIMMERMANN-SCHWIER (1993): Stadtentwicklung und Entwicklung der Bevölkerung. In: WÜSTENROT STIFTUNG: Zukunft Stadt 2000: 55–160. Deutsche Verlags-Anstalt, Stuttgart.

FINKE, L. (1994): Der Beitrag der Stadtökologie für die Stadt der Zukunft. Geobot. Kolloq. (Frankfurt a.M.) 11: 83–86.

FISCHER, A. (1979): Erste Ergebnisse von Sukzessionsuntersuchungen an der Vegetation künstlich begrünter Lössböschungen in Großumlegungsgebieten des Kaiserstuhls. Natur und Landschaft 54(7/8): 227–232.

FISCHER, A. (1988): „Ruderale Wiesen". Ein Beitrag zur Kenntnis des Arrhenatherion-Verbandes. Tuexenia (Göttingen) 5: 237–248.

FISCHER, A. (1993): Zehnjährige vegetationskundliche Dauerbeobachtungen stadtnaher Waldbestände: Reaktion der Waldvegetation auf anthropogene Beeinflussungen. Forstwissenschaftliches Centralblatt 112: 141–158.

FISCHER, R. (2000): Verbreitung und Soziologie des Karbonat-Eiben-Steilhang-Buchenwaldes (Taxo-Fagetum) in den nördlichen Voralpen Österreichs. Tuexenia (Göttingen) 20: 45–53.

FISCHER, W. (1975): Vegetationskundliche Aspekte der Ruderalisation von Waldstandorten im Berliner Gebiet. Archiv Naturschutz und Landschaftsforschung (Berlin) 15(1): 21–32.

FORMAN, R.T.T. (1999): Horizontal processes, roads, suburbs, societal objectives, and landscape ecology. In: KLOPATEK, J.M. & R.H. GARDNER: Landscape Ecological Analysis. Springer, New York: 35–53.

FREY, J., HEIDT, V. & A. CANISIUS (1996): Zur Erfassung von Bestand und Veränderungen naturschutzrelevanter Strukturen in stadtnahen Dörfern. In SCHÜRMANN, H.: Ländlicher Raum im Umbruch. Mainzer Kontaktstudium Geographie 2: 65–77.

FROST, D. (1985): Untersuchungen zur spontanen Vegetation im Stadtgebiet von Regensburg. Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. 44: 5–83.

GILBERT, O.L. (1994): Städtische Ökosysteme. Neumann, Radebeul: 247 S.

GLAVAC, V. (1996): Vegetationsökologie. Fischer, Stuttgart: 358 S.

GÖDDE, M. (1987a): Die Erfassung spontaner städtischer Vegetation mit Hilfe von Stichproben-Verfahren. Düsseldorfer Geobot. Kolloq. 4: 71–80.

GÖDDE, M. (1987b): Die Stadt als Gegenstand vegetationskundlicher Erkundung. Gartenrundschau 39: 254–259.

GÖDDE, M., RICHARZ, N. & B. WALTER (1995): Habitat conservation and development in the city of Düsseldorf (Germany). In: SUKOPP, H., NUMATA, M. & A. HUBER (1995): Urban Ecology as the Basis of Urban Planning: 163–171.

GRAF, A. (1986): Flora und Vegetation der Friedhöfe in Berlin (West). Verh. Berliner Botanischer Verein 5: 1–120.

GREGOR, T. (1995): Artenverteilung in der Kulturlandschaft am Beispiel des Schlitzerlandes/Hessen. Schr.-R. f. Vegetationskde. (Sukopp-Festschrift) 27: 381–387.

GRIESE, D. (1999): Flora und Vegetation einer neuen Stadt am Beispiel von Wolfsburg. Diss. TU Braunschweig: 213 S. mit Anhang.

GRIMM, N.B., GROVE, J.M., PICKETT, S.T.A. & C.L. REDMAN (2000): Integrated approches to long-term studies of urban ecological systems. Bioscience 50(7): 571–584.

GROTE, S. & D. BRANDES (1987): Die Flora innerstädtischer Flußufer – dargestellt am Beispiel der Okerufer in Braunschweig. Braunschw. naturkdl. Schr. 3: 905–926.

GROTHAUS, R. & G. HARD (1996): Wildes Grün in Osnabrück. In: HARD, G.: Hard-Ware und andere Texte von Gerhard Hard. Notizbuch 18 der Kasseler Schule (Kassel): 96–111.

GRUNDMANN, T. (1993): Vegetation der Wiesen auf Bahnböschungen in der Stadt Zürich. Ber. Geobot. Institut ETH, Stiftung Rübel, Zürich 59: 79–105.

GRUNICKE, U., BÖCKER, R., RULAND, M., DIRK, M., SACHS, N. & E. HARTMANN (1999): Transektstudie Stuttgart – Hemerobie- und Zeigerwertgradienten im Mittleren Neckarraum. Hohenheimer Umwelttagung 31: 51–65.

GUGGENHEIM, E. (1998): Mauern als Objekte des Naturschutzes. In: KOWARIK, I., SCHMIDT, E. & B. SIGEL: Naturschutz und Denkmalpflege. Wege zu einem Dialog im Garten. Vdf Hochschulverlag, Zürich: 277–283.

GUTTE, P. (1984): Die Vegetation Leipziger Rasenflächen. Gleditschia 11: 179–197.

HAAS, L. (2000): Wieder Gift aufs Gleis? VDI Nachrichten 31: 17.

HAEUPLER, H. (1974): Statistische Auswertung von Punktrasterkarten der Gefäßpflanzenflora Süd-Niedersachsens. Scripta Geobot. (Göttingen) 8: 141 S. HAGEL, J. (1984): Stuttgart im Spiegel alter Karten und Pläne. Stuttgart: 143 S. HAGEL, J. (1985): Die Siedlungsentwicklung im Stuttgarter Raum. In: SCHLEUNING, H.: Stuttgart-Handbuch. Theiss, Stuttgart: 189–219.

HAGEL, J. (1996): So soll es seyn! Königliche Randbemerkungen und Befehle zur Stadtgestaltung in Stuttgart und Cannstatt in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts. Klett-Cotta, Stuttgart: 424 S.

HAHN, E. (1992): Ökologischer Stadtumbau: konzeptionelle Grundlegung. Beiträge zur kommunalen und regionalen Planung 13. Lang, Frankfurt a.M.: 162 S. mit Anhang.

HALL, P. (1993): Der Einfluß des Verkehrs und der Kommunikationstechnik auf Form und Funktion der Stadt. In: WÜSTENROT-STIFTUNG: Zukunft Stadt 2000. Stand und Perspektiven der Stadtentwicklung. Deutsche Verlags-Anstalt, Stuttgart: 383–449.

HARD, G. (1982a): Ökologie/Landschaftsökologie/Geoökologie. In: JANDER, L., SCHRAMKE, W. & H.-J. WENZEL: Metzler-Handbuch für den Geographieunterricht: ein Leitfaden für Praxis und Ausbildung. Metzler, Stuttgart: 232–236.

HARD, G. (1982b): Die spontane Vegetation der Wohn- und Gewerbequartiere von Osnabrück (I). Osnabrücker naturwiss. Mitt. 9: 151–203.

HARD, G. (1983): Die spontane Vegetation der Wohn- und Gewerbequartiere von Osnabrück (II). Osnabrücker naturwiss. Mitt. 10: 97–142.

HARD, G. (1984): Spontane und angebaute Vegetation an der Peripherie der Stadt. Schriftenreihe des Fachbereichs Stadtplanung und Landschaftsplanung (Kassel) 8: 77–113.

HARD, G. (1986): Vegetationskomplexe und Quartierstypen in einigen nordwestdeutschen Städten. Landschaft + Stadt 18(1): 11–25.

HARD, G. (1989): Flora und Vegetation auf dem Bahnhofsgelände einer nordwestdeutschen Kleinstadt (Cloppenburg). Drosera (Oldenburg): 125–142.

HARD, G. (1996a): Disziplinbegegnung an einer Spur. Einige Bemerkungen zu den Texten dieses Heftes. In: HARD, G.: Hardware. Notizbuch 18 der Kasseler Schule, 2. Aufl.: 6–53.

HARD, G. (1996b): Vier Seltenheiten in der Osnabrücker Stadtflora: *Atriplex nitens, Salsola ruthenica, Parietaria officinalis, Eragrostis tef*. In: HARD, G.: Hardware. Notizbuch 18 der Kasseler Schule, 2. Aufl.: 204–231.

HARD, G. (1996c): Hard-Ware und andere Texte von Gerhard Hard. 2. Aufl. Notizbuch der Kasseler Schule 18: 360 S.

HARD, G. (1997): Spontane Vegetation und Naturschutz in der Stadt. Geographische Rundschau 49(10): 562–568.

HARD, G. (1998): Ruderalvegetation. Notizbuch der Kasseler Schule 49: 394 S.

HARD, G. & G. OTTO (1985): Die vegetationsgeographische Gliederung der Stadt. Erdkunde 4: 296–306.

HARD, G. & J. PIRNER (1988): Die Lesbarkeit eines Freiraumes. Garten + Landschaft 1: 24–30.

HARRIS, C.D. & E.L. ULLMAN (1945): The nature of cities. Annals of the American Academy of Political and Social Sciences 242: 7–17.

HARTWIG, J & T. RÜMPLER (1875): Vilmorin´s illustrierte Blumengärtnerei. Die Bäume und Sträucher (Dritter Theil). Wiegandt, Hempel & Paren, Berlin: 890 S.

HECKMANN, E. (1992): Mauervegetation in Marsberg. LÖLF-Mitt. 4: 15–23.

HEBER, B. & I. LEHMANN (1996): Beschreibung und Bewertung der Bodenversiegelung in Städten. Institut für ökologische Raumentwicklung (Dresden) 15: 57 S.

HEINDL, B. (1990): Dominanzgesellschaften der innersten Straßenrandzone als Indikatoren für standörtliche Veränderungen. Verh. Ges. Ökol. 19(2): 616–623.

HEINEBERG, H. (1993): Grundriß Allgemeine Geographie Teil X: Stadtgeographie. Schöningh, Paderborn: 124 S.

HEINRICH, T. & M.-S. ROHNER (1992): Stadtbiotopkartierung Bremen – Stadtökologische Strukturkartierung.

HEINRICH, W. (1984): Bemerkungen zum binnenländischen Vorkommen des Salzschwadens (*Puccinellia distans* [JACQ.] PARL.). Hausknechtia 1: 27–41.

HELLMUTH, U. & W. SCHMIDT (1991): Lead tolerance of annuals at roadsides. In: ESSER, G. & D. OVERDIECK: Modern Ecology. Basic and Applied Aspects. Elsevier, Amsterdam: 459–471.

HENRY, J.A. & S.E. DICKS (1987): Association of urban temperatures with land use and surface materials. Landscape and Urban Planning 14: 21–29.

HERMY, M., HONNAY, O., FIRBANK, L., GRASHOF-BOKDAM, C. & J.E. LAWESSON (1999): An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. Biological Conservation 91(1): 9–22.

HILLER, D.A. & H. MEUSER (1998): Urbane Böden. Springer, Berlin: 161 S.

HOFBAUER, R., KLEINSTEUBER, A., LANGE, D. & M. NEBEL (2000): Stuttgart im Wandel. Vorkommen und Bestandsentwicklung von 12 ausgewählten Pflanzen. Stiftung Landesgirokasse, Stuttgart: 32 S.

HOFFMANN, H.-J., WIPKING, W. & K. CÖLLN (1999): Vom wissenschaftlichen Niemandsland zur Stadt mit den meisten Tierarten. LÖBF-Mitteilungen (Recklinghausen) 1: 12–22.

HOFMEISTER, B. (1993): Stadtgeographie. 6. Aufl. Westermann, Braunschweig: 258 S.

HOFMEISTER, H. & E. GARVE (1986): Lebensraum Acker. Pflanzen der Äcker und ihre Ökologie. 2. Aufl. Parey, Hamburg: 272 S.

HOLLAND, K. (1996): Stadtböden im Keuperland am Beispiel Stuttgarts. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 39: 228 S.

HOLLER, A. (1883): Die Eisenbahn als Verbreitungsmittel von Pflanzen. Flora (Jena) 66: 197–205.

HOTZAN, J. (1994): dtv-Atlas zur Stadt. Von den ersten Gründungen bis zur modernen Stadtplanung. dtv, München: 272 S.

HOVESTADT, T., ROESER, J. & M. MÜHLENBERG (1994): Fächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterium für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. Ber. Ökol. Forsch. (Jülich) 1, 3. Aufl.: 277 S.

HOYT, H. (1939): The Structure and Growth of Residential Neighbourhoods in American Cities. Federal Housing Administration, Washington D.C.: 189 S.

HÜGIN, G. (1991): Hausgärten zwischen Feldberg und Kaiserstuhl. Versuch einer Landschaftsgliederung mit Hilfe von Unkräutern, Zier- und Nutzpflanzen der Gärten in Scharzwald, Baar und Oberrheintal. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg 59: 173 S. mit Anhang.

HÜGIN, G. & H. HÜGIN (1998): *Gagea villosa* in Südwestdeutschland. Carolinea (Karlsruhe) 56: 79–89.

HÜLBUSCH, K.H., BÄUERLE, H., HESSE, F. & D. KIENAST (1979): Freiraum- und landschaftsplanerische Analyse des Stadtgebietes von Schleswig. Urbs et Regio (Kassel) 11: 234 S. mit Kartenband.

HUMPERT, K., BECKER, S. & K. BRENNER (1996): Über fraktale Gesetze im Stadtwachstum. Topos 17: 6–13.

JACCARD, P. (1928): Die statistisch-floristische Methode als Grundlage der Pflanzensoziologie. In: ABDERHALDEN, E.: Handbuch der biologischen Arbeitsmethoden. Urban & Schwarzenberg, Berlin 11: 165–202.

JESSEN, J. (1998): Peripherie und Stadtkern. Garten und Landschaft 10: 13–16.

KÄSTLE, C. (1987): Landschaftsökologische Funktionen alter Villengärten im Stuttgarter Stadtgebiet. Hohenheimer Umwelttagung 19: 195–198.

KAHLE, P. & L. BELAU (1998): Untersuchungen zum Schwefel-Status Rostocker Stadtböden. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 39: 175–178.

KAHLERT, B. (1998): Floristisch-vegetationskundliche Grundlagen zur ökologischen Differenzierung brachfallender Kasernengelände. Unveröffentl. Diplomarbeit, Univ. Hohenheim: 105 S. mit Anhang

KAIRIES, M. & H. DAPPER (1988): Mauern in Berlin (West) als Standort für Farn- und Blütenpflanzen. Verhandl. Berlin. Bot. Ver. 6: 3–11.

KAULE, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. 2. Aufl. Ulmer, Stuttgart: 519 S.

KAZDA, M., WAGNER, C., PICHLER, M. & H. HAGER (1998): Light utilisation potential of *Quercus petraea*, *Fagus sylvatica* and *Acer pseudoplatanus* in the year of advanced planting. Allg. Forst- u. J.-Ztg. 169(9): 157–163.

KERNER, H.F. (1998): Auswahl von Indikatoren der Funktionalität von Ökosystemen und Ökosystemkomplexen im Rahmen der Umweltökonomischen Gesamtrechnung (UGR). Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (Wiesbaden, Statistisches Bundesamt) 4: 85 S.

KIENAST, D. (1978): Die spontane Vegetation der Stadt Kassel in Abhängigkeit von bau- und stadtstrukturellen Quartierstypen. Urbs et Regio (Kassel) 10: 411 S.

KIERMEIER, P. (1977): Erfahrungen mit *Paulownia tomentosa* (Thunb.) Steud. im Rheingau. Mitt. Dtsch. Dendrol. Ges. 69: 11–22.

KIESER, A. (1999): Untersuchungen zur Hemerobie und Nutzungsstrukturen von Siedlungflächen in Nordrhein-Westfalen. Hamburger Vegetationsgeographische Mitteilungen 12: 70 S. mit Anhang.

KLATT, M. (1999): Leitlinien für die Gestaltung und Pflege ökologischer Parkanlagen. STIFTUNG NATURSCHUTZFONDS BADEN-WÜRTTEMBERG: 4. Symposium der Stiftung Naturschutzfonds Baden-Württemberg (Stuttgart): 41–50.

KLEYER, M. & K. HAMANN (1999): Wie gut unterscheiden sich städtebauliche Nutzungstypen bezüglich ihrer Vegetation? Geobot. Kolloq. (Frankfurt a.M.) 14: 15–22.

KLOTZ, S. (1984): Phytoökologische Beiträge zur Charakterisierung und Gliederung urbaner Ökosysteme, dargestellt am Beispiel der Städte Halle und Halle-Neustadt. Diss. Martin-Luther-Univ., Halle-Wittenberg: 283 S. mit Anhang.

KLOTZ, S. (1990): Species/area and species/inhabitants relations in european cities. In: SUKOPP, H., HEJNÝ, S. & I. KOWARIK: Urban Ecology. SPB Academic Publishing, Den Haag: 99–103.

KLOTZ, S., GUTTE, P. & B. KLAUSNITZER (1984): Vorschlag einer Gliederung urbaner Ökosysteme. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 24: 153–156 mit Tabellenanhang.

KÖNIG, R. (1974): Definition der Stadt. In: PEHNT, W.: Die Stadt in der Bundesrepublik Deutschland. Reclam, Stuttgart: 11–25.

KOHL, A. (1986): Die spontane Vegetation in verschiedenen Quartierstypen der Stadt Freiburg i.Br. Ber. Naturf. Ges. Freiburg i.Br. 76: 135–191.

KOHL, J. (1999): Potential zur Ausdehnung und Aufwertung städtischer Grünflächen? Erarbeitung von Umweltqualitätszielen für die Flora von Basel. Regio Basiliensis 40(2): 119–129.

KOHLER, A. & H. SUKOPP (1964): Über die Gehölzentwicklung auf Berliner Trümmerstandorten. Ber. Deutsch. Bot. Ges. 76: 389–406.

KOLB, W. & T. LEOPOLDSEDER (2000): Rasenfugenpflaster. Stoffe – Infiltrationsraten und Sickerwasserqualität – Vegetation und Pflege. Stadt und Grün 9: 610–615.

KOLLMANN, J. (1994): Ausbreitungsökologie endozoochorer Gehölzarten. Veröffentlichungen Projekt „Angewandte Ökologie“ (Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe) 9: 212 S.

KONOPKA, T. (1994): Stadtbrachen aus der Sicht des Naturschutzes. Lebensraum oder Flächenreserve? Unveröff. Vortragsmanuskript anläßlich der Tagung „Lebensraum Stadt – Raum zum Leben?“ am 10.06.1994 in Nürnberg: 10 S.

KOPECKÝ, K. & S. HEJNÝ (1978): Die Anwendung einer „deduktiven Methode syntaxonomischer Klassifikation“ bei der Bearbeitung der straßenbegleitenden Pflanzengesellschaften Nordostböhmens. Vegetatio 36(1): 43–51.

KORSUIZE, G. (1999): Urban Flora and Urban Climate. A Comparison of 10 European Cities. Unpublished thesis, Faculty of Environmental Sciences, Univ. Utrecht: 59 S.

KOSMALE, S. (1981): Die Wechselbeziehungen zwischen Gärten, Parkanlagen und der Flora der Umgebung im westlichen Erzgebirgsvorland. Hercynia N. F. 18(4): 441–452.

KOSMALE, S. (1989): Die Bedeutung von Friedhöfen für den Schutz gefährdeter Arten – dargestellt am Beispiel des Hauptfriedhofes von Zwickau. Tagungsber. 4. Leipziger Symposium Urbane Ökologie, 11./12. November 1987: 107–109.

KOWARIK, I. (1983): Flora und Vegetation von Kinderspielplätzen in Berlin (West) – ein Beitrag zur Analyse städtischer Grünflächentypen. Verh. Berl. Bot. Ver. 2: 3–49.

KOWARIK, I. (1986): Vegetationsentwicklung auf innerstädtischen Brachflächen – Beispiele aus Berlin (West). Tuexenia (Göttingen) 6: 75–98.

KOWARIK, I. (1990): Some responses of flora and vegetation to urbanization in Central Europe. In: SUKOPP, H. & S. HEJNÝ: Urban Ecology: 45–74. SPB Academic Publishing, Den Haag.

KOWARIK, I. (1991): Berücksichtigung anthropogener Standort- und Florenveränderungen bei der Aufstellung Roter Listen. In: AUHAGEN, A., PLATEN, R. & H. SUKOPP: Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin: Schwerpunkt Berlin (West). Landschaftsentwicklung und Umweltforschung (Berlin), Sonderheft 6: 25–43

mit Anhang: BÖCKER, R. & I. KOWARIK: Bearbeitung der Liste der wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen von Berlin (West) mit Angaben zur Etablierung der Arten: 44–56.

KOWARIK, I. (1992): Das Besondere der städtischen Flora und Vegetation. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege 61: 33–47.

KOWARIK, I. (1995): Zur Gliederung anthropogener Gehölzbestände unter Beachtung urban-industrieller Standorte. Verh. Ges. Ökol. 24: 411–421.

KOWARIK, I. & R. BÖCKER (1984): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Einbürgerung des Götterbaumes (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) in Mitteleuropa. Tuexenia (Göttingen) 4: 9–29.

KOWARIK, I. & A. JIRKU (1988): Rasen im Spannungsfeld zwischen Erholungsnutzung, Ökologie und Gartendenkmalpflege. Teil 1. Das Gartenamt 37: 645–654.

KRAMER, H. (1994): Zitadelle und Götterbaum – Die Stadtbiotopkartierung in Frankfurt am Main zwischen Ökologie, Naturschutz und Stadtplanung. Laufener Seminarberichte (Laufen/Salzach) 2: 7–17.

KRAUSE, K.-H. (1986): Großmaßstäbige Flächennutzungskartierungen unter stadtökologischen Aspekten. Landschaftsarchitektur 15(2): 48–50.

KREFT, H. (1994): Zur „Natur" urbaner Wälder. In: HÜTTER, M. & P. REINIRKENS: Geoökologie. Beiträge zur Forschung und Anwendung (Klink-Festschrift): 103–114.

KREH, W. (1949a): Beiträge zur Vegetationskunde von Württemberg. 1. Die Pflanzenwelt unserer Kiesdächer. Jh. Ver. Vaterl. Naturkde. Württemberg 97–101: 199–207.

KREH, W. (1949b): Was wächst auf unserem Trümmerschutt? Die Umschau 49: 107–111.

KREH, W. (1949c): Beiträge zur Vegetationskunde von Württemberg. 2. Das Bittersüß (*Solanum dulcamara*) als Ubiquist. Jh. Ver. Vaterl. Naturkde. Württemberg 97–101: 207–211.

KREH, W. (1951a): Die Besiedlung des Trümmerschutts durch die Pflanzenwelt. Naturwiss. Rundschau 4(7): 298–303.

KREH, W. (1951b): Verlust und Gewinn der Stuttgarter Flora im letzten Jahrhundert. Jh. Ver. Vaterl. Naturkunde Württemberg 106: 69–124.

KREH, W. (1955): Das Ergebnis der Vegetationsentwicklung auf dem Stuttgarter Trümmerschutt. Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 5–6: 90–95.

KREH, W. (1960): Die Pflanzenwelt des Güterbahnhofs in ihrer Abhängigkeit von Technik und Verkehr. Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 8: 86–109.

KRONSHAGE, A. (1991): Entwicklungsmöglichkeiten für innerstädtische Grünanlagen. Überlegungen am Beispiel des Hörster Friedhofs in Münster. Naturschutz und Landschaftsplanung 5: 202–206.

KUHN, A. (1998): Vergleichende Untersuchung zur ökologischen Qualität von Wohnbaustrukturen. Diss. Univ. Karlsruhe: 348 S.

KUNICK, W. (1974): Veränderungen von Flora und Vegetation einer Großstadt dargestellt, am Beispiel von Berlin (West). Diss. TU Berlin: 472 S.

KUNICK, W. (1983): Pilotstudie Stadtbiotopkartierung Stuttgart. Beihefte Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg (Karlsruhe) 36: 7–134.

KUNICK, W. (1984): Verbreitungskarten von Wildpflanzen als Bestandteil der Stadtbiotopkartierung, dargestellt am Beispiel Köln. Verh. Ges. Ökol. 12: 269–275.

KUNICK, W. (1985): Gehölzvegetation im Siedlungsbereich. Landschaft + Stadt 17(3): 120–133.

KUNICK, W. (1987): Vegetation städtischer Biotope. Hohenheimer Umwelttagung 19: 99–114.

KUNICK, W. (1990): Zur ökologischen Bedeutung der Friedhöfe. Deutsche Friedhofskultur 80, H. 8: 286–290.

KUNICK, W. (1995): Zur Bestandsentwicklung einiger Pflanzenarten im besiedelten Bereich von Karlsruhe, ermittelt im Rahmen von Biotopkartierungen. Schr.-R. f. Vegetationskde. (Sukopp-Festschrift) 27: 141–151.

KUTTLER, W. (1989): Stadtklima – Stadtklimatische Grundlagen als Planungshilfen. In: MÜLLER, H.-N.: Luzerner Stadtökologische Studien 1: 21–46.

KUTTLER, W. (1995): Ökologie – zum Etikettenschwindel eines Begriffs. In: Verh. Ges. Ökol. 24: 3–10.

LANDESHAUPTSTADT STUTTGART – AMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1997): Städtebauprojekt Stuttgart 21 – Bestandsaufnahme und Bewertung für Belange des Arten- und Biotopschutzes. 89 S. mit Anhang

LANDESHAUPTSTADT STUTTGART – STADTPLANUNGSAMT (1989): Bodenversiegelung in Stuttgart. Beiträge zur Stadtentwicklung 27. Stuttgart: 76 S.

LANDESHAUPTSTADT STUTTGART – AMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1997): Städtebauprojekt Stuttgart 21 – Bestandsaufnahme und Bewertung für Belange des Arten- und Biotopschutzes. 89 S. mit Anhang

LANDOLT, E. (1992): Veränderungen der Flora der Stadt Zürich in den letzten 150 Jahren. Bauhinia 10: 149–164.

LANDOLT, E. (1997): Beiträge zur Flora der Stadt Zürich. V. Dicotyledonen 3 (Leguminosae bis Araliaceae). Botanica Helvetica 107: 171–194.

LANDOLT, E. (2001): Flora der Stadt Zürich. Birkhäuser, Basel: 1421 S.

LANGDON, K.R. & K.D. JOHNSON (1994): Additional notes on invasiveness of *Paulownia tomentosa* in natural areas. Natural Areas Journal 14(2): 139–140.

LANGE, D. (2000): Schmalblättriges Kreuzkraut. In: HOFBAUER, R., KLEINSTEUBER, A., LANGE, D. & M. NEBEL: Stuttgart im Wandel. Vorkommen und Bestandsentwicklung von 12 ausgewählten Pflanzen. Stiftung Landesgirokasse, Stuttgart: 19–21.

LANGER, A. (1992): Flora und Vegetation städtischer Straßen am Beispiel Berlins. Verh. Ges. Ökol. 21: 215–225.

LANGER, A. (1995): Verbreitung und Vergesellschaftung von *Chenopodium botrys* L., *Corispermum leptopterum* (Aschers.) Iljin, *Atriplex nitens* Schkuhr und *Sisymbrium irio* L. auf Straßenstandorten in Berlin. Schr.-R. f. Vegetationskde. (Sukopp-Festschrift) 27: 153–159.

LASKE, D. (1994): Friedhöfe – ökologische Nischen im besiedelten Raum. Naturwissenschaften 81: 218–223.

LATHAM, J. B. (1984): A survey of the flora of Kensal Green and St. Mary´s cemeteries 1981–1983. Lond. Nat. 63: 53–67.

LAUER, E. (1953): Über die Keimtemperatur von Ackerunkräutern und deren Einfluß auf die Zusammensetzung von Unkrautgesellschaften. Flora 140: 551–595.

LAUTENSCHLÄGER, O. (1934): Die Böden der Friedhöfe, mit besonderer Berücksichtigung des Zentralfriedhofs Danzig-Langfuhr. Diss. TH Danzig: 27 S.

LEUTHOLD, C. (1980): Die ökologische und pflanzensoziologische Stellung der Eibe (*Taxus baccata*) in der Schweiz. Veröff. Geobot. Inst. ETH Zürich, Stiftung Rübel 67: 217 S.

LICHTENBERGER, E. (1991): Stadtgeographie Bd. 1, Begriff, Konzepte, Modelle, Prozesse. 2. Aufl. Teubner, Stuttgart: 303 S.

LIESECKE, H.-J. (1998): Langzeitentwicklung einer extensiven Dachbegrünung. Stadt und Grün 6: 428–436.

LOHMEYER, W. & H. SUKOPP (1992): Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. Schriftenreihe für Vegetationskunde 25: 185 S.

LONDO, G. (1976): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. Vegetatio 33: 61–64.

LOOS, G.H. (1997a): Neophytische Kulturflüchtlinge im Stadtzentrum von Kamen/Westfalen. Decheniana (Bonn) 150: 5–26.

LOOS, G.H. (1997b): Zur Taxonomie der Goldnesseln (*Lamium* L. subgenus *galeobdolon* (Adans.) Aschers.). Flor. Rundbr. 31(1): 39–50.

MAAS, S. (1985): Floristische Rasterkartierungen als Informationssystem für die ökologische Bewertung von Städten. Diss. Univ. d. Saarlandes: 197 S. mit Anhang.

MARKELIN, A. & R. MÜLLER (1985): Stadtbaugeschichte Stuttgart. Stuttgarter Beiträge 15. Krämer, Stuttgart: 175 S.

MATLACK, G.R. (1993): Sociological edge effects. Spatial distribution of human impact in suburban forest fragments. Environmental Management 17(6): 829–835.

MATUSZKIEWICZ, W. & A. MATUSZKIEWICZ (1981): Das Prinzip der mehrdimensionalen Gliederung der Vegetationseinheiten, erläutert am Beispiel der Eichen-

Hainbuchenwälder in Polen. In: DIERSCHKE, H.: Syntaxonomie. Ver. Int. Ver. Vegetationskunde Rinteln: 123–145.

MAURER, U. (1998): Historisch-ökologischer Wandel städtischer Gehölze. Untersuchungen in Berliner Wohnsiedlungen der 20er und 30er Jahre. Naturschutz und Landschaftsplanung 30(2): 48–51.

MEDUNA, E., SCHNELLER, J.J. & R. HOLDEREGGER (1999): *Prunus laurocerasus* L., eine sich ausbreitende nichteinheimische Gehölzart: Untersuchungen zu Ausbreitung und Vorkommen in der Nordostschweiz. Z. Ökologie u. Naturschutz 8: 147–155.

MEURER, M. (1997): Stadtökologie. Eine historische, aktuelle und zukünftige Perspektive. Geographische Rundschau (Braunschweig) 10: 548–555.

MEUSER, H. (1996): Technogene Substrate als Ausgangsgestein der Böden urbanindustrieller Verdichtungsräume – dargestellt am Beispiel der Stadt Essen. Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel 35: 221 S.

MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG (1979): Freiräume in Stadtlandschaften. Modellraum Ludwigsburg. Stuttgart: 134 S.

MISHLER, B.D. & R.N. BRANDON (1998): Individuality, pluralism, and the phylogenetic species concept. In: HULL, D.L. & M. RUSE: The Philosophy of Biology. Oxford University Press, New York: 300–318.

MUCINA, L. (1991): Vicariance and clinal variation in synanthropic vegetation. In: NIMIS, P.L. & T.J. CROVELLO: Quantitative Approaches to Phytogeography. Kluwer, Dordrecht: 263 – 276.

MÜLLER, K., BRIELMAIER, G.W. & G. KURZ (1973): Ulmer Flora. Mitteilungen des Vereins für Naturwissenschaft und Mathematik Ulm/Donau 29: 304 S. mit Anhang.

MÜLLER, N. (1988): Südbayerische Parkrasen. Soziologie und Dynamik bei unterschiedlicher Pflege. Dissertationes botanicae 123. Cramer in der Gebr.-Borntraeger-Verl.-Buchhandlung, Berlin: 176 S.

MÜLLER, N. (1989): Zur Umwandlug von Parkrasen in Wiesen. Das Gartenamt 38: 230–241, 311–316, 375–379.

MÜLLER, N. (1990): Charakteristik von Flora und Vegetation in Städten. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ: Schutzwürdige Biotope in Bayern (2): Stadtbiotopkartierung Teil I, Schriftenreihe 107: 30–40.

MÜLLER, N. (1998): Vorläufige systematische Übersicht der synanthropen Vegetation im besiedelten Bereich von Augsburg. In: MÜLLER, N.: Zur Vegetation der Nordalpen und des Alpenvorlandes. Verlag Dr. Wißner, Augsburg: 169–179.

MÜLLER, N. & R. WALDERT (1998): Stadtökologie und Stadtvegetation in Augsburg. In: MÜLLER, N.: Zur Vegetation der Nordalpen und des Alpenvorlandes. Verlag Dr. Wißner, Augsburg: 151–168.

MÜLLER-SCHNEIDER, P. (1977): Verbreitungsbiologie (Diasporologie) der Blütenpflanzen. 2. Aufl. Veröff. Geobot. Institut ETH, Stiftung Rübel, Zürich 61: 226 S.

NACHBARSCHAFTSVERBAND STUTTGART (1992): Klimaatlas, Klimauntersuchung für das Gebiet des Nachbarschaftsverbandes Stuttgart und angrenzende Teile der Region Stuttgart. Stuttgart.

NEZADAL, W. (1978): Ruderalpflanzengesellschaft der Stadt Erlangen. Teil I: Trittpflanzengesellschaften. In: Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. 37: 309–335.

NIEMEIER, J. (1984): I had to kill the empress. Arboretum Bulletin (Univ. of Washington) 47(2): 21–23.

OBERDORFER, E. (1983): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 5. überarbeitete und ergänzte Aufl. Ulmer, Stuttgart: 1051 S.

OBRTEL, R. & V. GOLIŠOVA (1980): Sobaki i koški c Brnovskoj gorodskoj aglomeraceij. In: Studia Geographica I + II (Brno) 71: 105–120.

OTTE; A. (1984): Ackerwildkraut-Gesellschaften als Indikatoren für Nutzungsintensitäten im Raum Ingolstadt. Verh. Ges. Ökol. 12: 255–268.

OTTE, A. & T. LUDWIG (1990): Methodisches Vorgehen bei der Kartierung der Vegetation in Dörfern – Interpretationshilfen für die Auswertung und Maßnahmen zu ihrer Förderung. Landschaft + Stadt 22(2): 37–56.

PARK, R.E., McKENZIE, R.D. & E.W. BURGESS (1925): The City. University of Chicago Press, Chicago: 228 S.

PASSARGE, H. (1990): Vegetationsverhältnisse in Laubholzparkwäldern Münchens. Ber. Bayer. Bot. Ges. 61: 245–257.

PAULEIT, S. (1998): Das Umweltgefüge städtischer Siedlungsstrukturen. Darstellung des städtischen Ökosystems durch eine Strukturtypenkartierung zur Bestimmung von Umweltqualitätszielen für die Stadtplanung. Landschaftsökologie Weihenstephan 12: 153 S.

PAYNE, R.M. (1978): The flora of walls in south-eastern Essex. Watsonia 12: 41–46.

PFADENHAUER, J. (1993): Vegetationsökologie. Ein Skriptum. IHW-Verlag, Eching: 301 S.

PFENNIG, B. & P. WERNER (1997): Ökologischer Datenkatalog für zwei Stadtstrukturtypen in Mainz. Institut Wohnen und Umwelt (Darmstadt): 58 S.

PIETSCH, R. (1964): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen von Rasensportflächen. Z. Acker- und Pflanzenbau 119: 347–368.

PIETSCH, R. (1968): Der künstliche Standort und der Pflanzenbestand der Fußballplätze im Bundesgebiet. In: TÜXEN, R.: Pflanzensoziologie und Landschaftsökologie. Junk, Den Haag: 336–344.

PIETSCH, J. & H. KAMIETH (1991): Stadtböden. Entwicklungen, Belastungen, Bewertung und Planung. Blottner, Taunussstein: 294 S.

POSSELT, U. (2000): Genetische Diversität bei Wildformen und Zuchtsorten von *Lolium perenne* L. Schriftenreihe für Vegetationskunde 32: 79–85.

PYŠEK, P. (1993): Factors affecting the diversity of flora and vegetation in central European settlements. Vegetatio 106: 89–100.

PYŠEK, P. & A. PYŠEK (1988): Die Vegetation der Betriebe des östlichen Teiles von Praha. 2. Vegetationsverhältnisse. [Tschechisch] Preslia (Prag) 60: 349–365.

PYŠEK, P. & B. MANDAK (1997): Fifteen years of changes in the representation of alien species in Czech village flora. In: BROCK, J.H., WADE, M., PYŠEK, P. & D.

GREEN: Plant Invasions: Studies from North America and Europe. Backhuys, Leiden: 183–190.

QUATTROCHI, D.A. & M.K. RIDD (1994): Measurement and analysis of thermal energy responses from discrete urban surfaces using remote sensing data. Int J. Remote Sens. 15: 1991–2022.

RADEMACHER, M. (2000): Sukzessionen in Kiesgruben als Vorbild für die Rekultivierung? In: BÖNECKE, G. & P. SEIFFERT: Spontane Vegetationsentwicklung und Rekultivierung von Auskiesungsflächen. Culterra (Freiburg i.B.) 26: 33–52.

RAUNKIAER, C. (1918): Recherches statistiques sur les formations vegetales. Kgl. Danske Vidensk Selk. Biol. Medd. 1: 1–80.

REBELE, F. (1994): Stadtökologie und Besonderheiten städtischer Ökosysteme. Geobot. Kolloq. (Frankfurt a.M.) 11: 33–48.

REBELE, F. (1995): Primäre Vegetationssukzessionen auf Abgrabungen und Aufschüttungen. Schr.-R. f. Vegetationskde. (Sukopp-Festschrift) 27: 183–192.

REBELE, F. & J. DETTMAR (1996): Industriebrachen. Ökologie und Management. Ulmer, Stuttgart: 188 S.

REIDL, K. (1989): Floristische und vegetationskundliche Untersuchungen als Grundlagen für den Arten- und Biotopschutz in der Stadt – Dargestellt am Beispiel Essen. Diss. Univ. GHS Essen: 811 S.

REIDL, K. (1992): Flora und Vegetation als Grundlage für den Naturschutz in der Stadt. Teil 1: Methodik und Ergebnisse der Kartierung am Beispiel Essen. Naturschutz und Landschaftsplanung 4: 136–141.

RICHTER, M., BÖCKER, R., DINIES, M., EISENMANN, B. & B. KAHLERT (1999): Analysen zur städtischen Gliederung hinsichtlich des Vorkommens von Pflanzenarten. In: BÖCKER, R.: Umweltforschung im Dialog – aktuelle Beiträge aus dem mittleren Neckarraum. Hohenheimer Umwelttagung 31: 123–144.

RICHTER, M. & R. BÖCKER (2001): Eine Analyse von Wuchsorten des Blauglockenbaumes (*Paulownia tomentosa*) in Südwestdeutschland. Wie lassen sich die spontanen

Vorkommen und Verbreitungstendenzen in Städten erklären? Mitt. Dtsch. Dendrol. Ges. 86: 125–132.

RIEK, W. (1998): Wirkungszusammenhänge zwischen Standortsfaktoren und Wuchsleistung in den stadtnahen Berliner Forsten. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 169(8): 149–156.

RIECKEN, U., RIES, U. & A. SSYMANK (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 41: 184 S.

RINGENBERG, J. (1995a): Zur Zusammensetzung und Struktur von Gehölzbeständen städtischer Wohnbauflächen. Verh. Ges. Ökol. 24: 441–446.

RINGENBERG, J. (1995b): Kultivierte und spontane Gehölze der städtischen Wohnbebauung. Schriftenreihe für Vegetationskunde (Sukopp-Festschrift) 27: 193–199.

RÖHRICHT, W. & T. PESCHEL (1999): Schafschwingel-reiche Scherrasen in Berlin und Brandenburg. Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 132: 253–266.

RUDNICKY, J.L. & M.J. McDONNELL (1989): Forty-eight years of canopy change in a hardwood-hemlock forest in NewYork City. Bull. Torr. Bot. Club 116(1): 52–64.

SAARISALO-TAUBERT, A. (1963): Die Flora in ihrer Beziehung zur Siedlung und Siedlungsgeschichte in den südfinnischen Städten Porvoo, Loviisa und Hamina. Ann. Bot. Soc. Vanamo 35(1): 1–190.

SACHSE, U. (1989): Die anthropogene Ausbreitung von Berg- und Spitzahorn. Ökologische Vorraussetzungen am Beispiel Berlins. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung (Berlin) 63: 132 S.

SÄNGER, H. (2000): Untersuchungen zur Sukzession auf Haldenabdeckungen im ehemaligen ostthüringischen Uranerzbergbaurevier. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 41(4): 173–180.

SAILER, U. (1990): Vegetationsentwicklung auf Brachflächen der Stadt Zürich. Ber. Geobot. Institut ETH, Stiftung Rübel, Zürich 56: 78–117.

SAUERWEIN, B. (1985): Bedrohte Dorfpflanze „Guter Heinrich“. Mein Heimatland (Beilagen zur Hersfelder Zeitung) 31(16): 61–63.

SAUERWEIN, M. (1998): Geoökologische Bewertung urbaner Böden am Beispiel von Großsiedlungen in Halle und Leipzig – Kriterien zur Ableitung von Boden-Umweltstandards für Schwermetalle und Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe. Leipzig, UFZ-Bericht 19: 123 S. mit Anhang.

SCHARF, D. & R. LÖSCH (1998): Die Sandtrockenrasen am Niederrhein. Decheniana (Bonn) 151: 11–39.

SCHEEDER, T. (1995): Eibentagung in Paterzell. Allgemeine Forstzeitung 4: 206–207.

SCHLENDER, H. (1998): Die Flora der Waldränder im Stadtgebiet von Braunschweig unter besonderer Berücksichtigung des Siedlungseinflusses. Unveröffentl. Diplomarbeit, TU Braunschweig: 100 S. mit Anhang.

SCHLIEBE, K. & H.-D. TESKE (1969): Verdichtungsräume in West- und Mitteldeutschland. Raumforschung und Raumordnung 27: 145–156.

SCHMIDT, W. (1974): Bericht über die Arbeitsgruppe für Sukzessionsforschung auf Dauerflächen der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde. Vegetatio 29: 69–73.

SCHOLZ, H. (1999): 50 Jahre *Chenopodium lobodontum spec. nova*? in Berlin. Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 132: 5–17.

SCHOLZ-LAMBOTTE, S.A. & R. LÖSCH (1996): Untersuchungen zur Ökologie der Mauerfugen-Vegetation im niederbergischen Teil des Kreises Mettmann. Jber. naturwiss. Ver. Wuppertal 49: 30–43.

SCHRAMM, M. (1996): Kennzeichnung von unterschiedlichen Flächenbefestigungen hinsichtlich ihrer hydraulisch-physikalischen Eigenschaften. UFZ-Bericht 12(3): 1–60.

SCHULTE, W. (1985a): Florenanalyse und Raumbewertung im Bochumer Stadtbereich. Diss. Ruhr-Univ. Bochum, Materialien zur Raumordnung 30: 394 S.

SCHULTE, W. (1985b): Modell einer stadtökologischen Raumgliederung auf der Grundlage der Florenanalyse und Florenbewertung. Natur und Landschaft 60(3): 103–108.

SCHULTE, W., SUKOPP, H., VOGGENREITER, V. & P. WERNER (1986): Flächendeckende Biotopkartierung im besiedelten Bereich als Grundlage einer ökologisch bzw. am Naturschutz orientierten Planung. Natur und Landschaft 61: 371–389.

SCHULTE, W. & V. VOGGENREITER (1988): Vorschläge zu Schutz und Erhaltung von thermophilen Lebensgemeinschafen kultur- und naturhistorisch geprägter Standorte. Beispiel: Die Godesburg im besiedelten Bereich von Bonn-Bad Godesberg. Natur und Landschaft 63(12): 494–503.

SCHULTE, W. & V. VOGGENREITER (1990a): Zur Flora und Vegetation städtischer Baumscheiben. Natur und Landschaft 65: 591–596.

SCHULTE, W. & V. VOGGENREITER (1990b): Auswirkungen von Rindensubstrat-Streuauflagen auf städtisches Mikroklima und Vegetation. Das Gartenamt 39: 599–605.

SCHULTE, W. & V. VOGGENREITER (2000): Florenkartierung als Beitrag für den Naturschutz im Siedlungsbereich. Schriftenreihe für Vegetationskunde 33: 319 S.

SCHULTZE-NAUMBURG, P. (1909): Kulturarbeiten – Band 4: Städtebau. 2. Aufl. Callwey, München: 481 S.

SCHULZ, H. & H. JACOB (1987): Aufgabe und Eignung von Dauergrünland und Rasen in Verdichtungsgebieten. Hohenheimer Umwelttagung 19: 115–128.

SEBALD, O., SEYBOLD, S., PHILIPPI, G. & A. WÖRZ (1990–1996): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, Bde. 1–6. Ulmer, Stuttgart: 613 S., 442 S., 483 S., 362 S., 539 S. und 577 S.

SEGAL, S. (1969): Ecological Notes on Wall Vegetation. Junk, The Hague. Diss. Univ. Amsterdam: 325 S.

SEIDLING, W. (1995): Eibenvorkommen in siedlungsnahen Forstgebieten und im besiedelten Bereich. Schriftenreihe für Vegetationskunde (Sukopp-Festschrift) 27: 441–449.

SEYBOLD, S. (1969): Flora von Stuttgart. Fundortsverzeichnis der im mittleren Nekkarland wildwachsenden höheren Pflanzen. Ulmer, Stuttgart: 160 S.

SIEDENTOP, S. (1999): Kumulative Landschaftsbelastung durch Verstädterung. Methodik und Ergebnisse einer vergleichenden Bestandsaufnahme in sechs deutschen Großstadtregionen. Natur und Landschaft 74(4): 146–155.

SIEVERTS, T. (1997): Zwischenstadt. Bauwelt Fundamente 118. Vieweg, Braunschweig: 173 S.

SKIRDE, W. (1976): Nährstoffverwertung und Nährstoffauswaschung verschieden aufgebauter und verschieden gedüngter Rasenflächen: I. Nährstoffverwertung. Rasen, Turf, Gazon 4: 99–105.

STEGERS, R. (1999): Stadtauf, stadtab. Reflexionen zur Peripherie. In: MÖNNINGER, M.: Stadtgesellschaft. Suhrkamp, Frankfurt a.M.: 108–112.

STÖHR, M. (1985): Einsatz von rechnergestützten Methoden bei der ökologischen Untersuchung eines Transektes durch Berlin (West). Diss. TU Berlin: 362 S.

STRAUSS, B. & G. RÖSSLER (1987): Salzschwadenkartierung an Straßen des Filderraums. Hohenheimer Umwelttagung 19: 233–238.

STRUB, E. (1995): Eine Transektstudie als Beitrag zur Stadtbiotopkartierung Stuttgart. Unveröffentl. Diplomarbeit, Univ. Hohenheim: 131 S.

SUKOPP, H. (1973): Die Großstadt als Gegenstand ökologischer Forschung. Schr. Ver. Verbreitung naturwiss. Kenntnisse in Wien 113: 90–140.

SUKOPP, H. (1990): Stadtökologie. Das Beispiel Berlin. Reimer, Berlin: 455 S.

SUKOPP, H., BLUME, H.P., CHINNOW, D., KUNICK, W., RUNGE M. & F. ZACHARIAS (1974): Ökologische Charakteristik von Großstädten, besonders anthropogene Veränderungen von Klima, Boden und Vegetation. Zeitschr. Techn. Univ. Berlin 6: 469–488.

SUKOPP, H., BLUME, H.P. & W. KUNICK (1979): The soil, flora and vegetation of Berlin´s wastelands. In: LAURIE, I.C.: Nature in Cities. Wiley, London: 115–132.

SUKOPP, H. & H. KÖSTLER (1986): Stand der Untersuchungen über dörfliche Flora und Vegetation in der Bundesrepublik Deutschland. Natur und Landschaft 61(7–8): 264–267.

SUKOPP, H., KUNICK, W. & C. SCHNEIDER (1980): Biotopkartierung im besiedelten Bereich von Berlin (West); Teil II: Zur Methodik von Geländearbeit und Auswertung. Garten und Landschaft 90(7): 565–569.

SUKOPP, H. & L. TREPL (1993): Stadtökologie. In: KUTTLER, W.: Handbuch zur Ökologie: 391–396.

SUKOPP, H. & P. WERNER (1982): Nature in cities. In: COUNCIL OF EUROPE (Strasbourg): Nature and Environment Series 28: 94 S.

SUKOPP, H. & R. WITTIG (1993): Stadtökologie. Fischer, Stuttgart: 402 S.

SUKOPP, H. & A. WURZEL (1995): Klima- und Florenveränderungen in Stadtgebieten. Angewandte Landschaftsökologie (Bonn-Bad Godesberg) 4: 103–130.

THEOBALD, D.M., MILLER, J.R. & N.T. HOBBS (1997): Estimating the cumulative effects of development on wildlife habitat. Landscape and Urban Planning 39: 25–36.

THIBAULT, P.A. (1997): Ground cover patterns near streams for urban land use categories. Landscape and Urban Planning 39: 37–45.

THOMPSON, J.R. (1986): Roadsides: A resource and a challange. In: BRADSHAW, A.D., GOODE, D.A. & E.H.P. THORP: Ecology and Design in Landscape. Blackwell, London: 325–340.

TREPL, L. (1984): Zur anthropogenen Beeinträchtigung stadtnaher Wälder. Das Beispiel der Eilenriede bei Hannover. Tuexenia (Göttingen) 2: 195–208.

TREPL, L. (1994): Zur Theorie urbaner Biozönosen. Einige Hypothesen und Forschungsfragen. Geobot. Kolloq. (Frankfurt a.M.) 11: 17–32.

TSCHÄPELLER STUBER, S. (1995): Vegetation auf Kiesflächen der Stadt Bern. Unveröffentl. Diplomarbeit, Univ. Bern: 59 S. mit Anhang.

VELGUTH, P.H. & D.B.WHITE (1998): Documentation of genetic differences in a volunteer grass, *Poa annua* (Annual Meadowgrass), under different conditions of golf course turf, and implications for urban landscape plant selection and management. In: BREUSTE, J., FELDMANN, H. & O. UHLMANN: Urban Ecology. Springer, Berlin: 613–617.

VOGEL, P. (1996): Bemerkenswerte Pflanzenfunde auf den Bahnanlagen der Deutschen Bundesbahn im Stadtgebiet von Karlsruhe. Carolinea 54: 37–44.

WALTER, E. (1995): Die Silber-Goldnessel (*Lamium argentatum* Smejkal) – eine verwildernde, im Gelände leicht zu erkennende neue Pflanzensippe. Flor. Rundbr. 29(2): 125–128.

WEBER, G. (1999): Warum versagen Esche und Bergahorn auf stark versauerten Böden? AFZ/Der Wald 16: 848–850.

WEDECK, H. (1989): Landschaftsökologische Untersuchungen in einem Hausgarten in Aachen. Natur- und Landschaftskunde 25: 39–46.

WEISS, K. & M. WEISS (1995): Exkursionsführer Wildpflanzen im Straßenbegleitgrün in Stuttgart. LANDESHAUPTSTADT STUTTGART – GARTEN- UND FRIEDHOFSAMT. Stuttgart: 40 S.

WELLER, F. & K.-J. DURWEN (1994): Standort und Landschaftsplanung. Ökologische Standortkarten als Grundlage der Landschaftsplanung. Ecomed, Landsberg: 170 S.

WENZEL, E. & A. GERHARD (1995): Floristische und vegetationskundliche Untersuchungen zur Ruderalvegetation der Stadt Bielefeld im Vergleich mit anderen Städten. Decheniana (Bonn) 148: 29–46.

WERNER, P. (1996): Welche Bedeutung haben räumliche Dimensionen und Beziehungen für die Verbreitung von Pflanzen und Tieren im besiedelten Bereich? Gleditschia 24(1–2): 303–314.

WERNER, W., GÖDDE, M. & N. GRIMBACH (1989): Vegetation der Mauerfugen am Niederrhein und ihre Standortverhältnisse. Tuexenia 9: 57–73.

WEZEL, A. & R. BÖCKER (1997): Problematik der Minimum-Areal-Bestimmung am Beispiel von Brachegesellschaften in Südwest-Niger. Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim 6: 77–84.

WILHELM, M. (1997): Wiesen und Weiden in der Stadt Zürich. Untersuchungen zur Erhaltung und Förderung der Pflanzenvielfalt. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 128: 135 S. mit Anhang.

WILHELM, M. & F. ANDRES (1998): Parkrasen und Parkwiesen in Zürich. In: KOWARIK, I., SCHMIDT, E. & B. SIGEL: Naturschutz und Denkmalpflege. Vdf, Zürich: 221–227.

WILMANNS, O. (1990): Vegetation in Freiburg. Freiburger Universitätsbl. 107: 49–71.

WINKLER, M. (1996): Untersuchungen zur gepflanzten Vegetation und ihrer ökologischen Bedeutung. UFZ-Bericht 5: 42 S. mit Anhang.

WINTER, S., WAPPELHORST, O. & B. MARKERT (2000): Löwenzahn *Taraxacum officinale* Web. als (städtischer) Bioindikator. Z. Umweltchem. Ökotox. 12(6): 311–321.

WITTIG, R. (1991): Ökologie der Großstadtflora. Fischer, Stuttgart: 261 S.

WITTIG, R. (1995): Überblick über die Baumscheibenvegetation sechs mitteleuropäischer Städte. Schr.-R. f. Vegetationskde. (Sukopp-Festschrift) 27: 231–238.

WITTIG, R. (2001): Von einer selten gewordenen Dorfpflanze zur gemeinen Stadtart: die bemerkenswerte Karriere der Wegmalve (*Malva neglecta*). Natur und Landschaft 76(1): 8–15.

WITTIG, R., KÖNIG, H. & E. RÜCKERT (1989): Nutzungs- und baustrukturspezifische Analyse der ruderalen Stadtflora. Braun-Blanquetia 3: 69–79.

WITTKAMP, J., DEIL, U. & C. BEIERKUHNLEIN (1995): Sozialstruktur und Dorfvegetation – ein Vergleich von Dörfern beidseits der ehemaligen innerdeutschen Grenze. Die Erde 126: 107–126.

WITTKAMP, J. & U. DEIL (1996): Zur Dorfvegetation in Nordbayern und Südthüringen. Tuexenia (Göttingen) 16: 509–538.

WOODELL, S.R.J. (1979): The flora of walls and pavings. In: LAURIE, I.C.: Nature in Cities. Wiley, London: 135–157.

WOODELL, S.R.J. & J. ROSSITER (1959): The flora of Durham walls. Proceedings of the Botanical Society of the British Isles 3: 257–273.

WU, L. & ANTONOVICS, I. (1976): Experimental ecological genetics in Plantago. II. Lead tolerance in *Plantago lanceolata* and *Cynodon dactylon* from a roadside. Ecology 57: 205–208.

ZACHARIAS, D. (1994): Bindung von Gefäßpflanzen an Wälder alter Waldstandorte im nördlichen Harzvorland Niedersachsens – ein Beispiel für die Bedeutung des Alters von Biotopen für den Pflanzenartenschutz. NNA-Berichte 3: 76–88.

ZMYSLONY, J. & D. GAGNON (1998): Residential management of urban front-yard landscape: A random process? Landscape and Urban Planning 40: 295–307.

ZMYSLONY, J. & D. GAGNON (2000): Path analysis of spatial predictors of front-yard landscape in an anthropogenic environment. Landscape Ecology 15: 357–371.

ZINOW, L. & M. MEURER (1995): Erarbeitung von Möglichkeiten zur Steigerung der ökologischen Wertigkeit von Ballungsräumen mit Hilfe floristisch-vegetationskundlicher Untersuchungen auf repräsentativen Transekten unter Einbeziehung von Fernerkundungsdaten. Veröff. PAÖ (Karlsruhe) 12: 309–319.

ZUCCHI, H. & J. FLISSE (1993): Städtische Brachen aus tierökologischer Sicht unter besonderer Berücksichtigung der Wirbeltiere (Vertebrata). Geobot. Kolloq. (Frankfurt a.M.) 9: 45–57.

10 Anhang

Abb. 9.1: Stuttgart und Umgebung von J. A. Riediger 1745. Reproduktion von Karte Nr. 52, S. 66 in: HAGEL, J. (1984): Stuttgart im Spiegel alter Karten und Pläne. Stuttgart: 143 S.

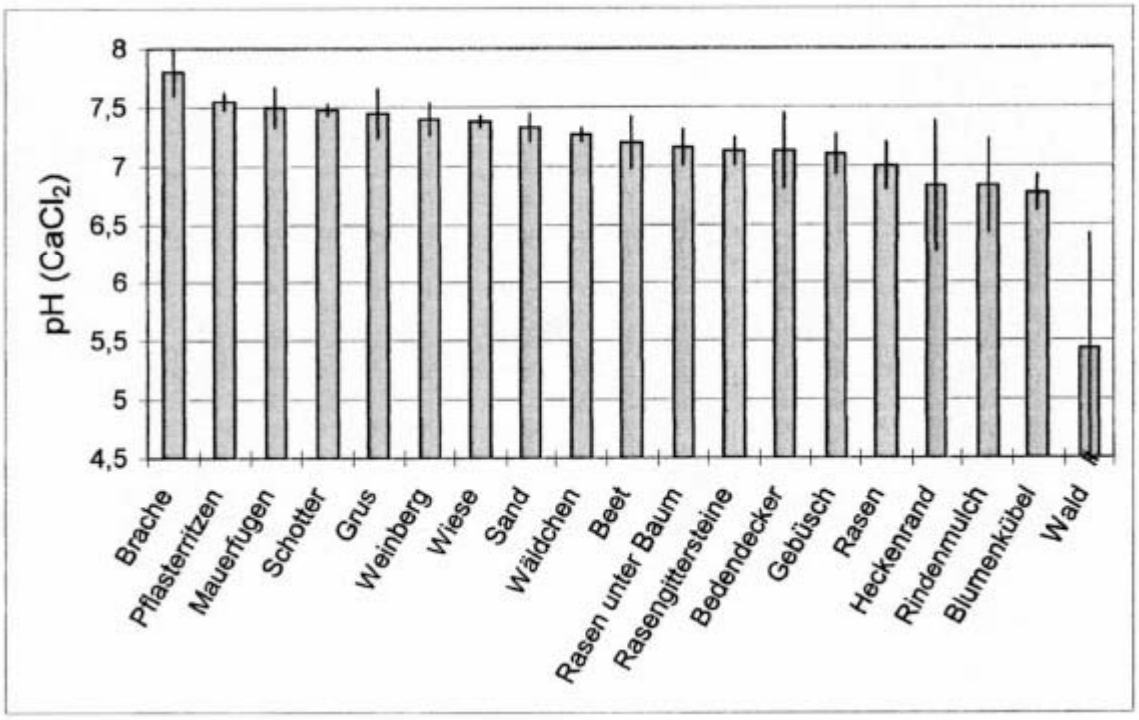


Abb. 9.2.1: pH($CaCl_2$)-Werte aller Bodennutzungstypen

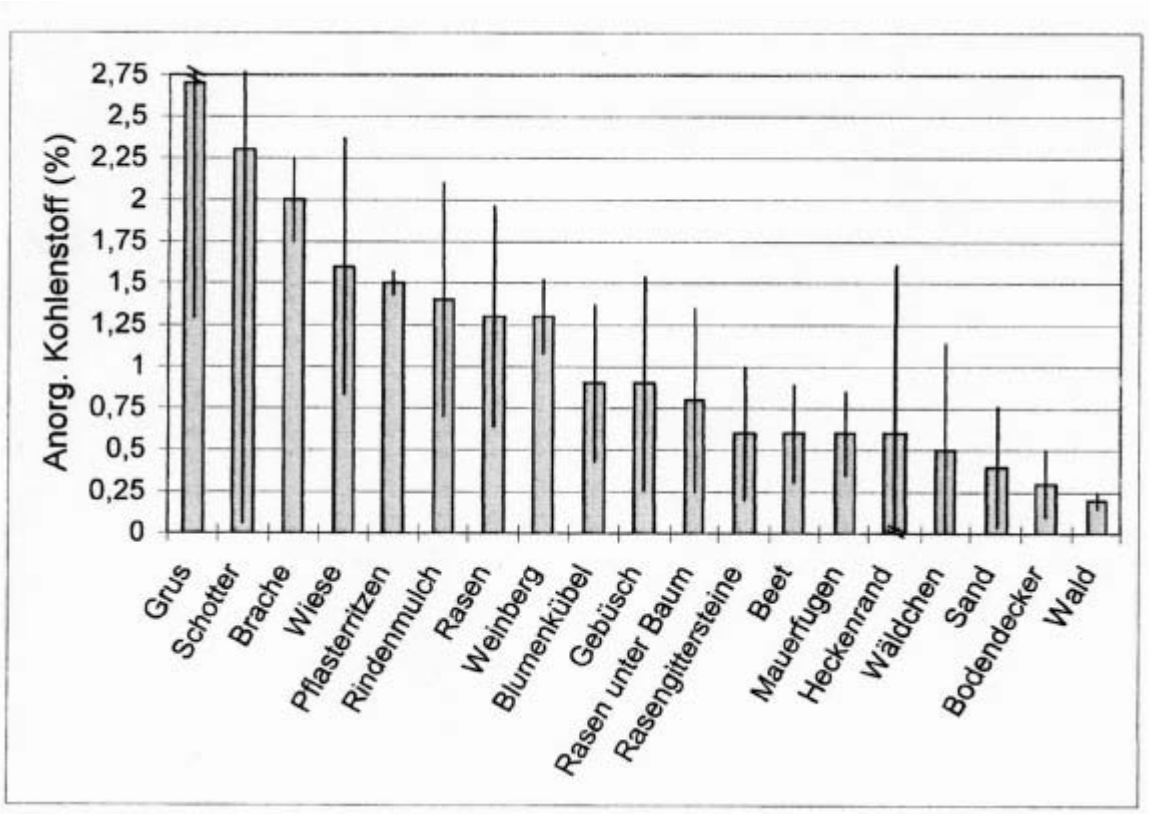


Abb. 9.2.2: Anorg. Kohlenstoff (%) aller Bodennutzungstypen

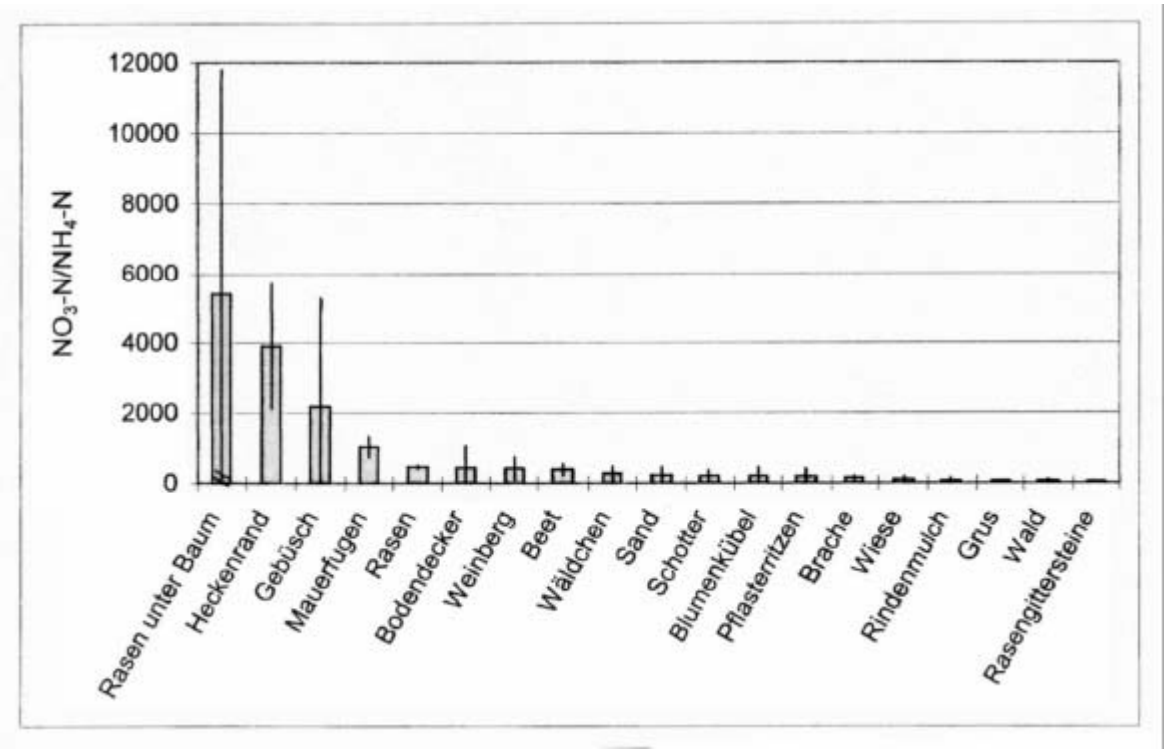


Abb. 9.2.3: NO_3/NH_4-Verhältnis aller Bodennutzungstypen

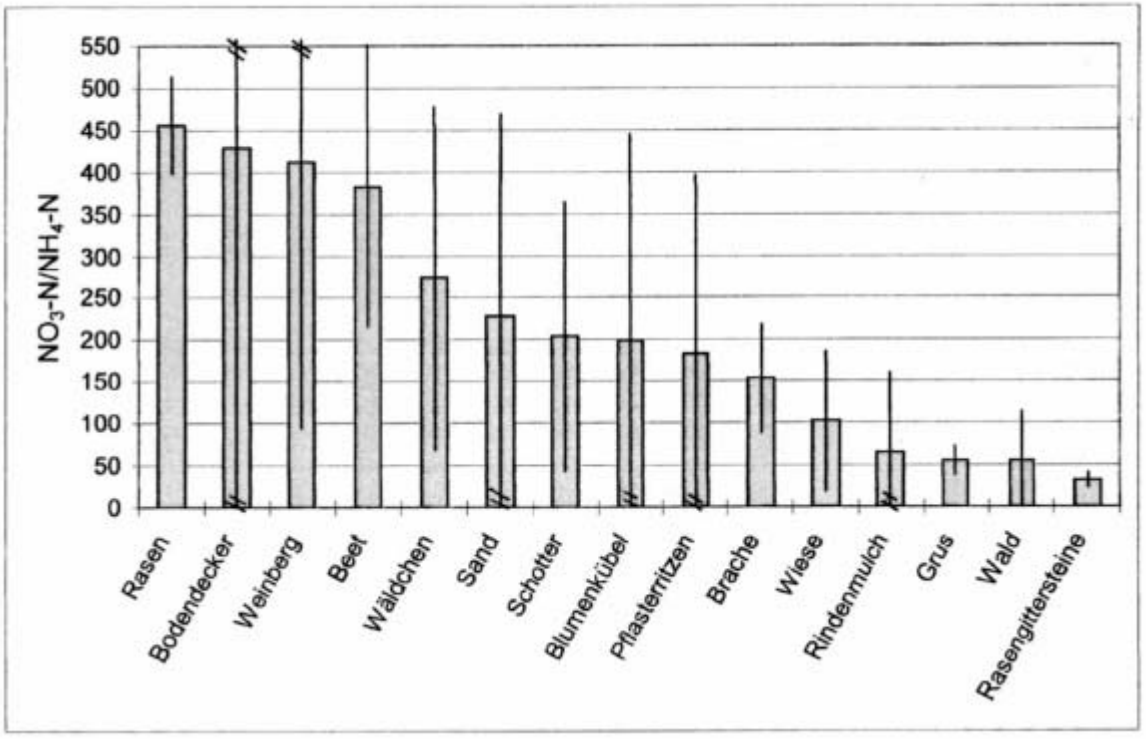


Abb. 9.2.4: NO_3/NH_4-Verhältnis einiger Bodennutzungstypen

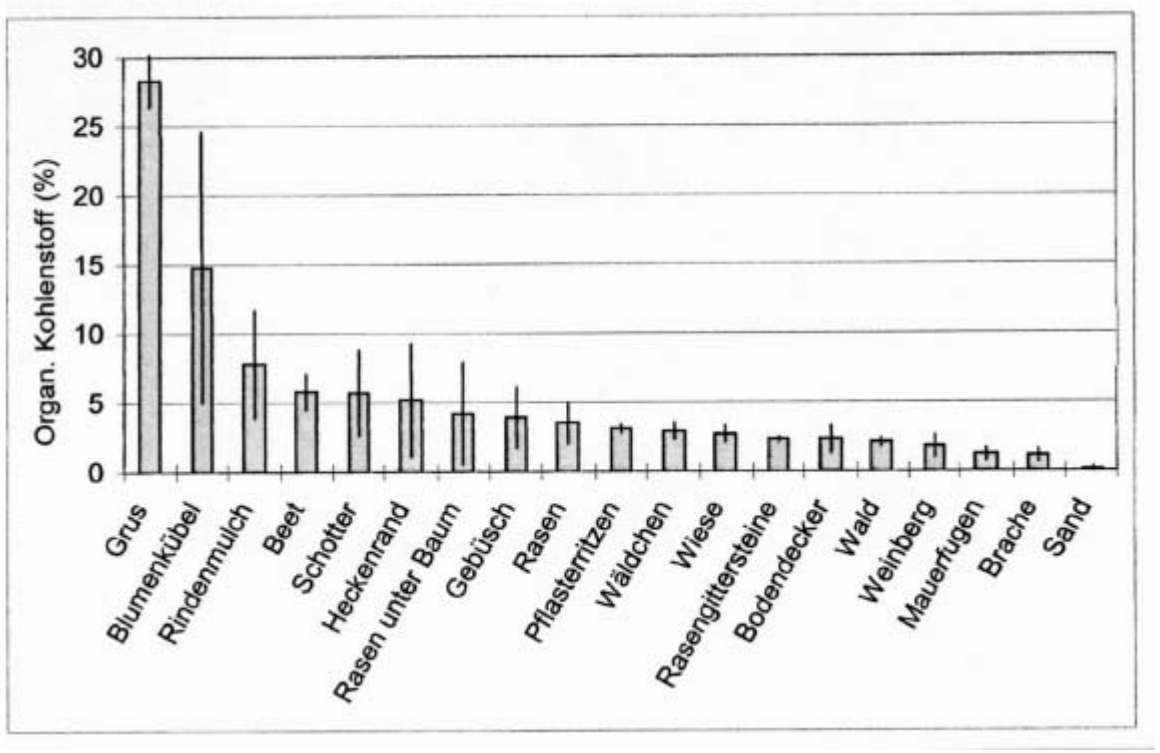


Abb. 9.2.5: Organischer Kohlenstoff (%) aller Bodennutzungstypen

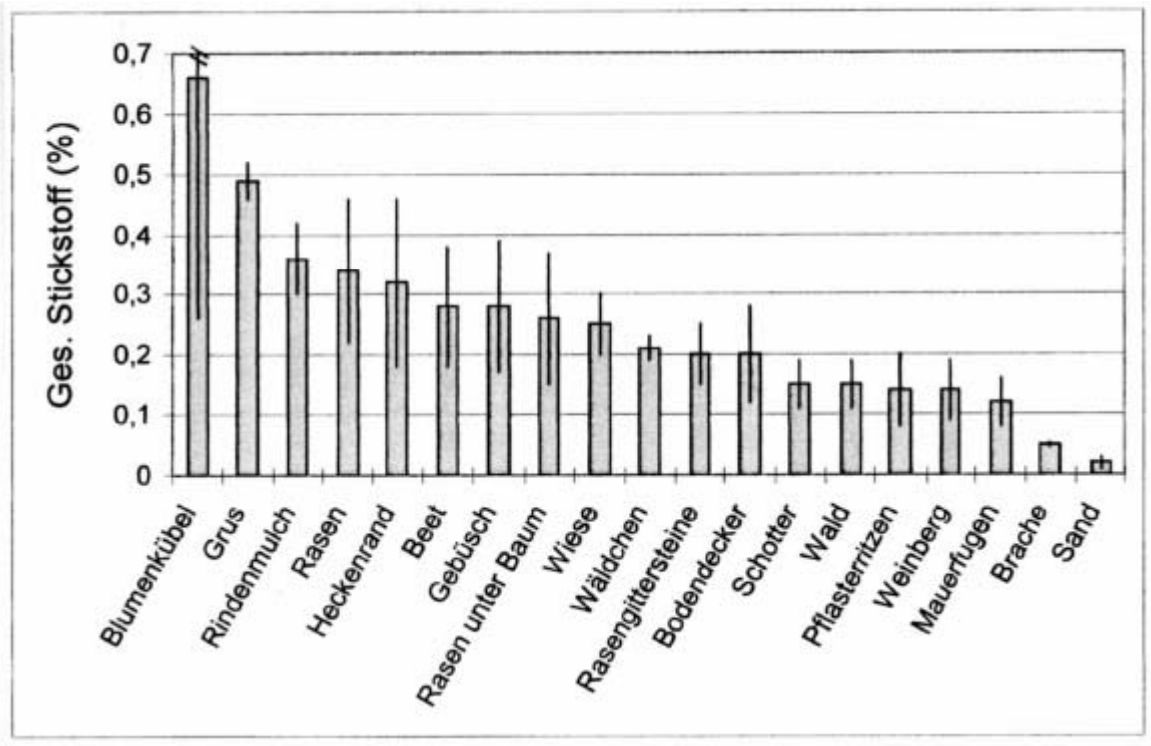


Abb. 9.2.6: Gesamt-Stickstoff (%) aller Bodennutzungstypen

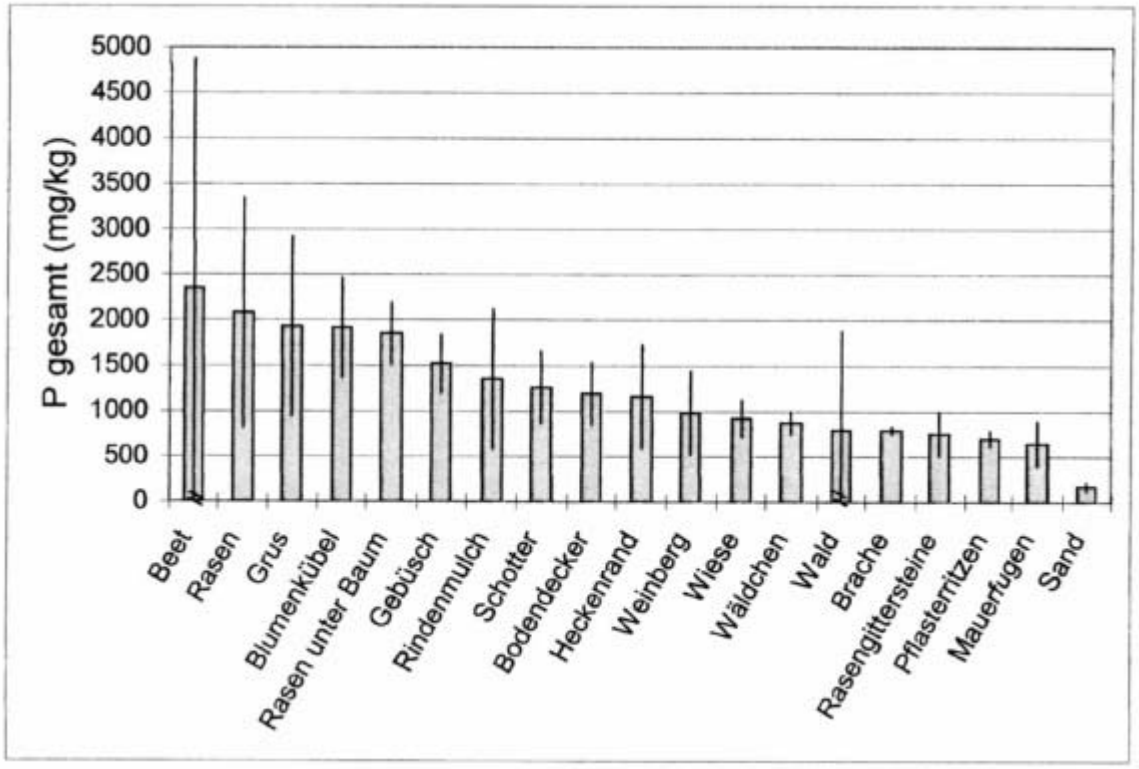


Abb. 9.2.7: Gesamt-Phosphat aller Bodennutzungstypen

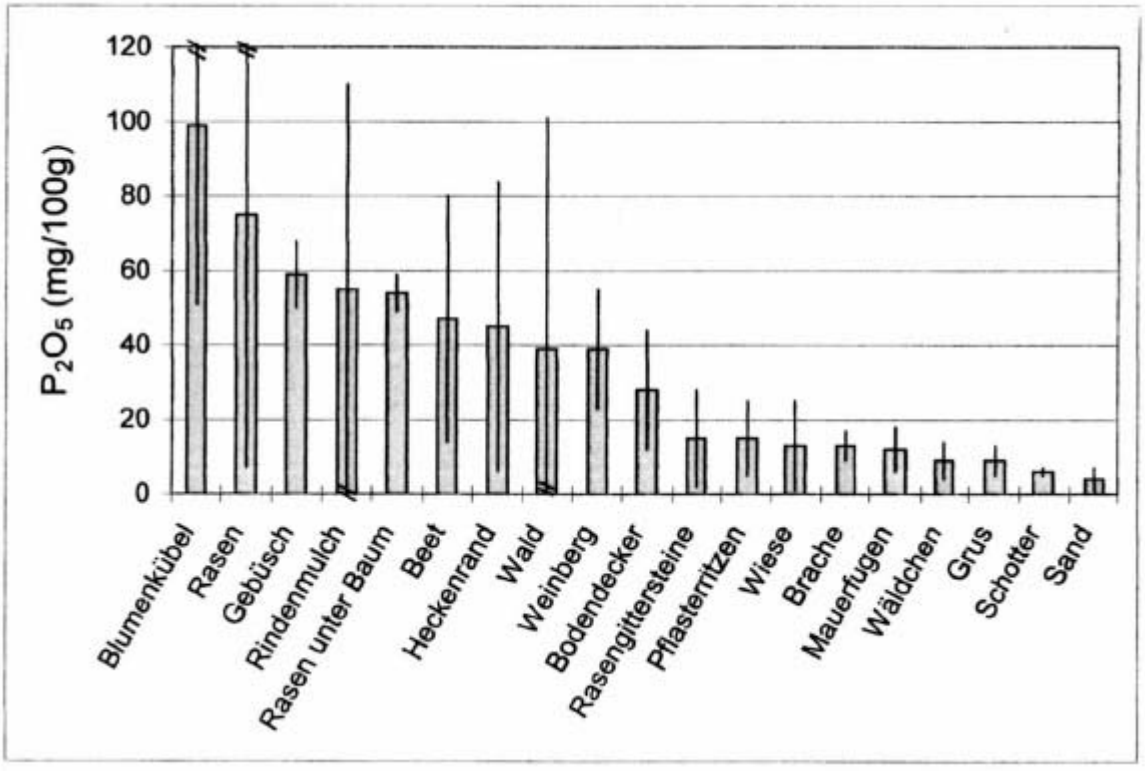


Abb. 9.2.8: P_2O_5 (mg/100g) aller Bodennutzungstypen

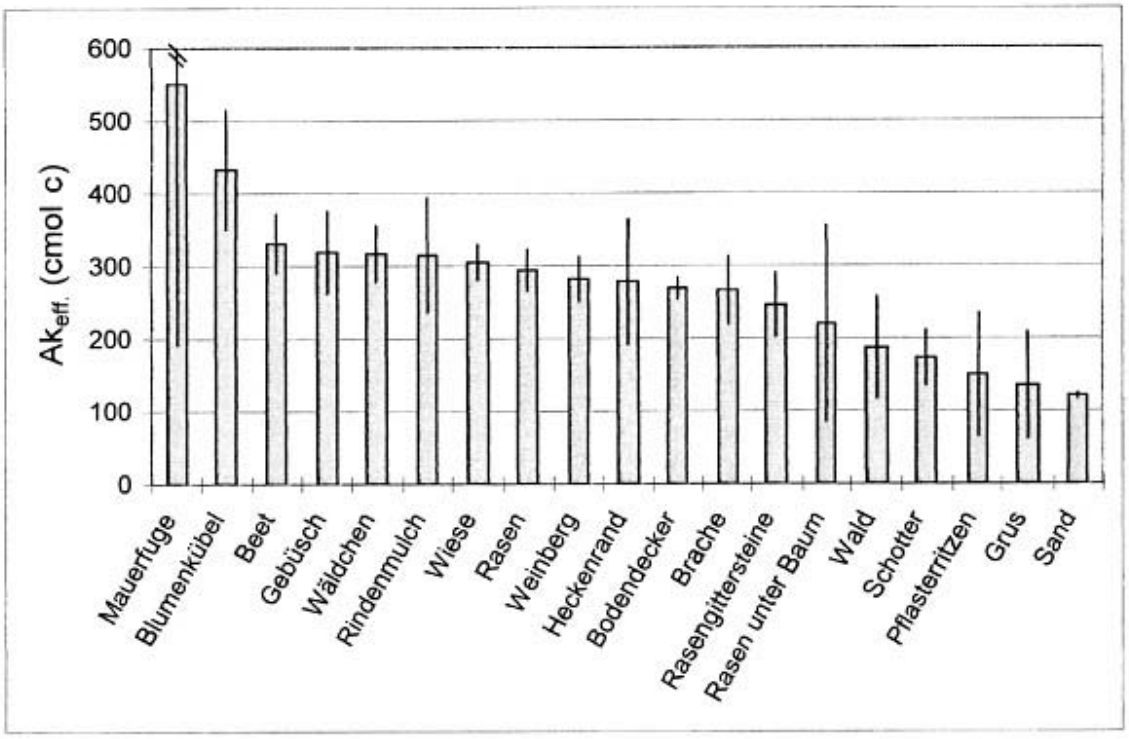


Abb. 9.2.9: Effektive Austauschkapazität (cmol c /kg) aller Bodennutzungstypen

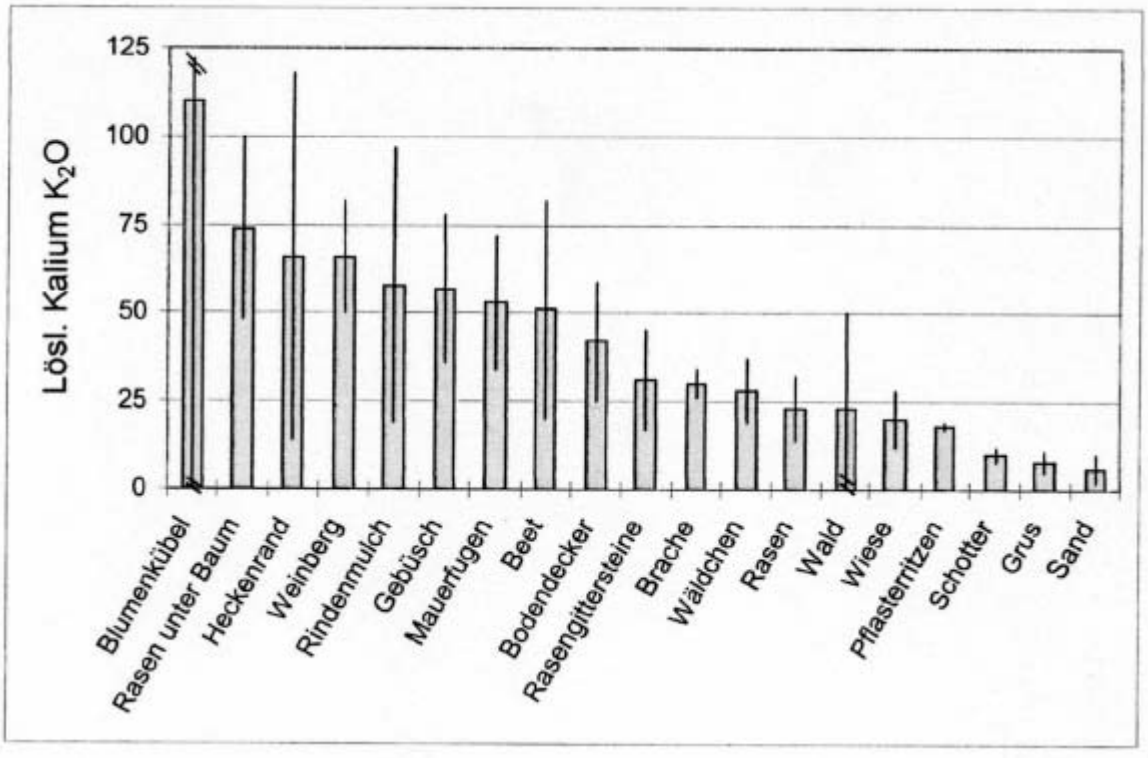


Abb. 9.2.10: Lösliches Kalium aller Bodennutzungstypen

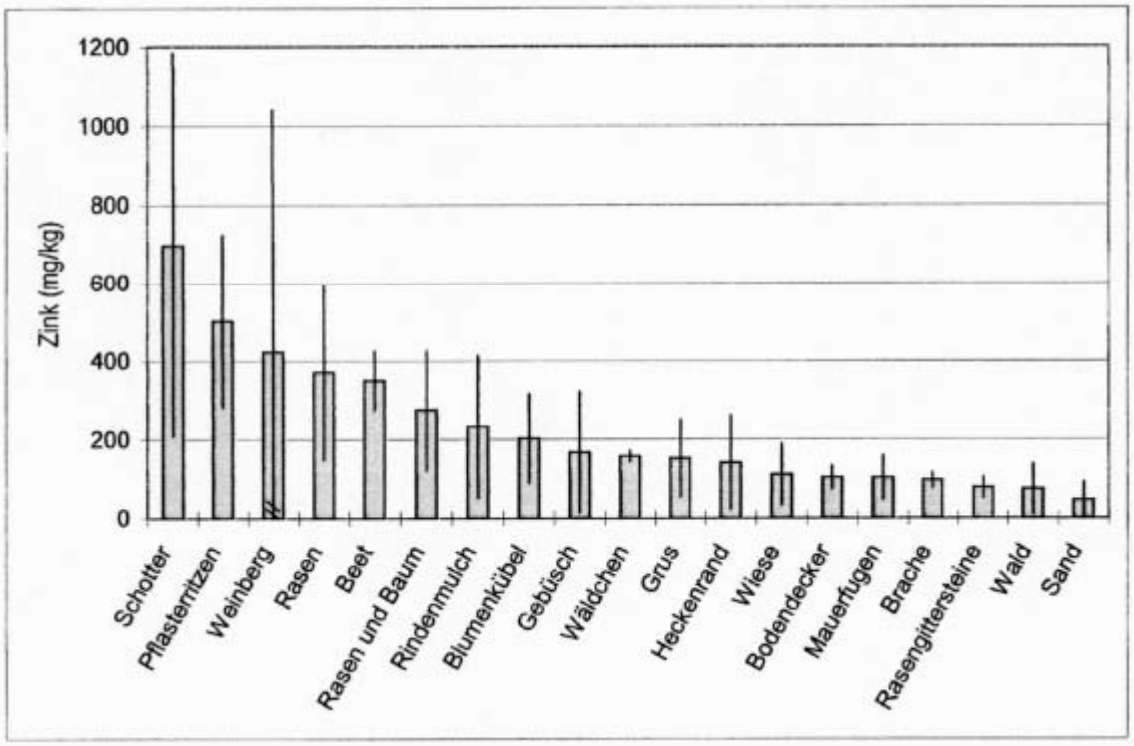


Abb. 9.2.11: Zink (mg/kg) aller Bodennutzungstypen

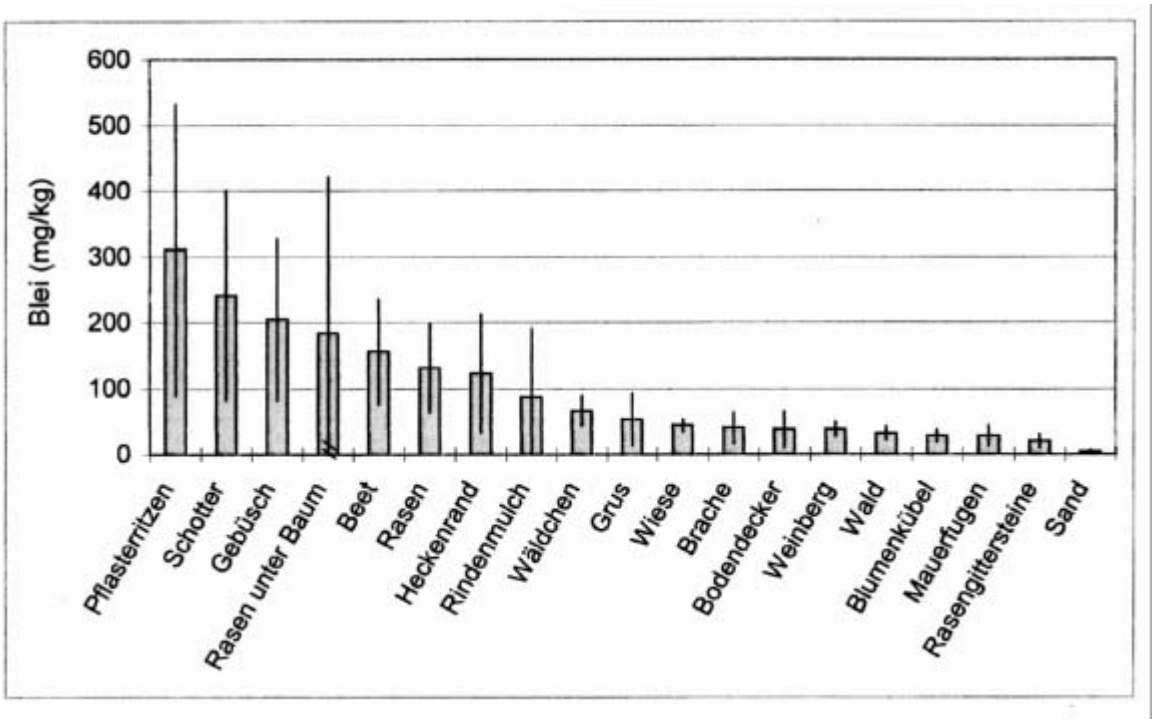


Abb. 9.2.12: Blei (mg/kg) aller Bodennutzungstypen

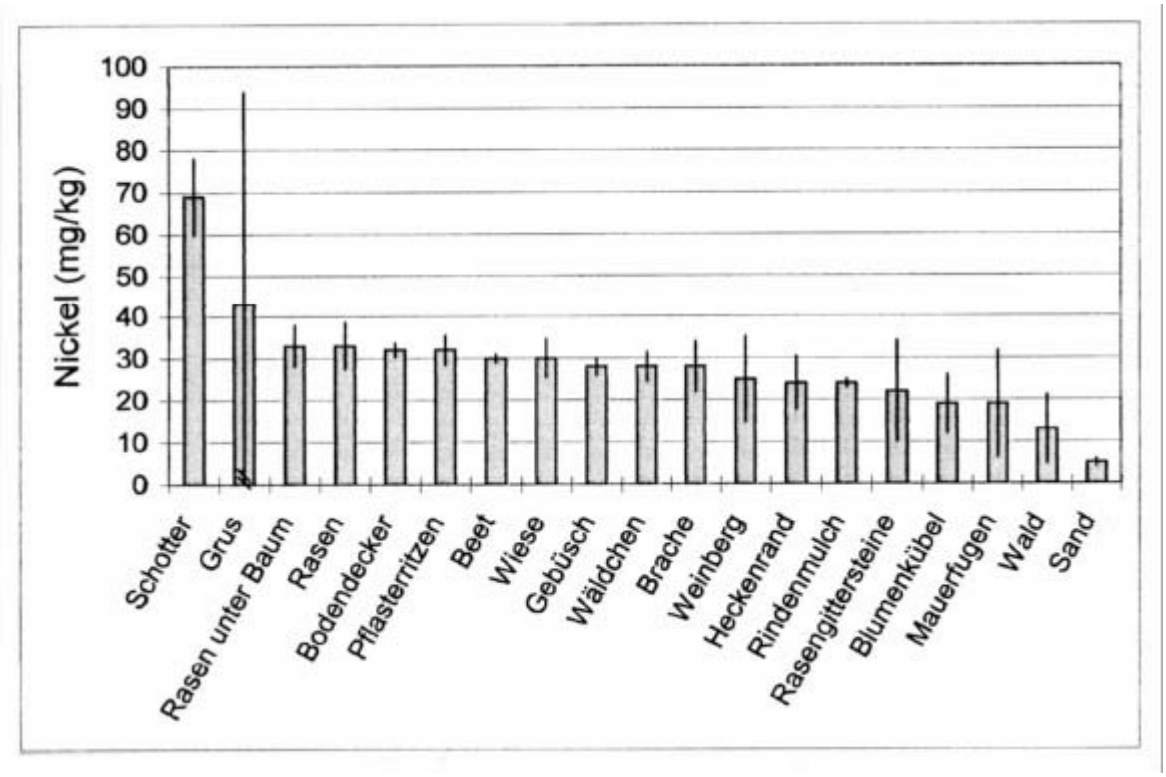


Abb. 9.2.13: Nickel (mg/kg) aller Bodennutzungstypen

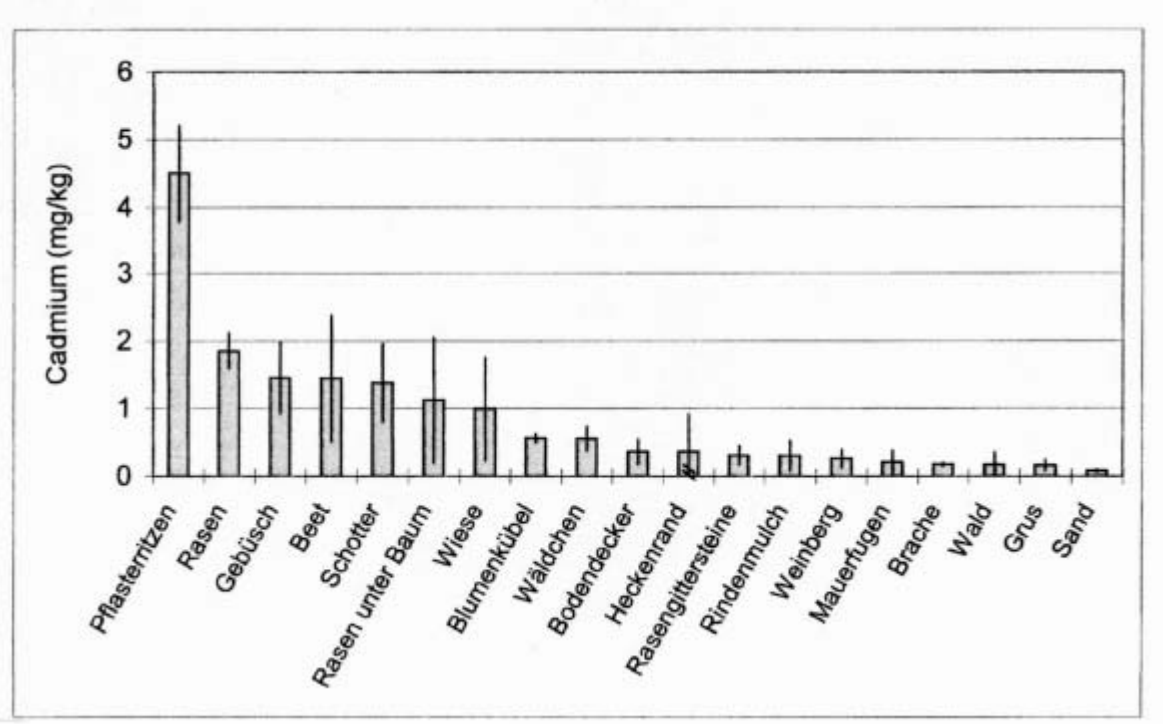


Abb. 9.2.14: Cadmium (mg/kg) aller Bodennutzungstypen

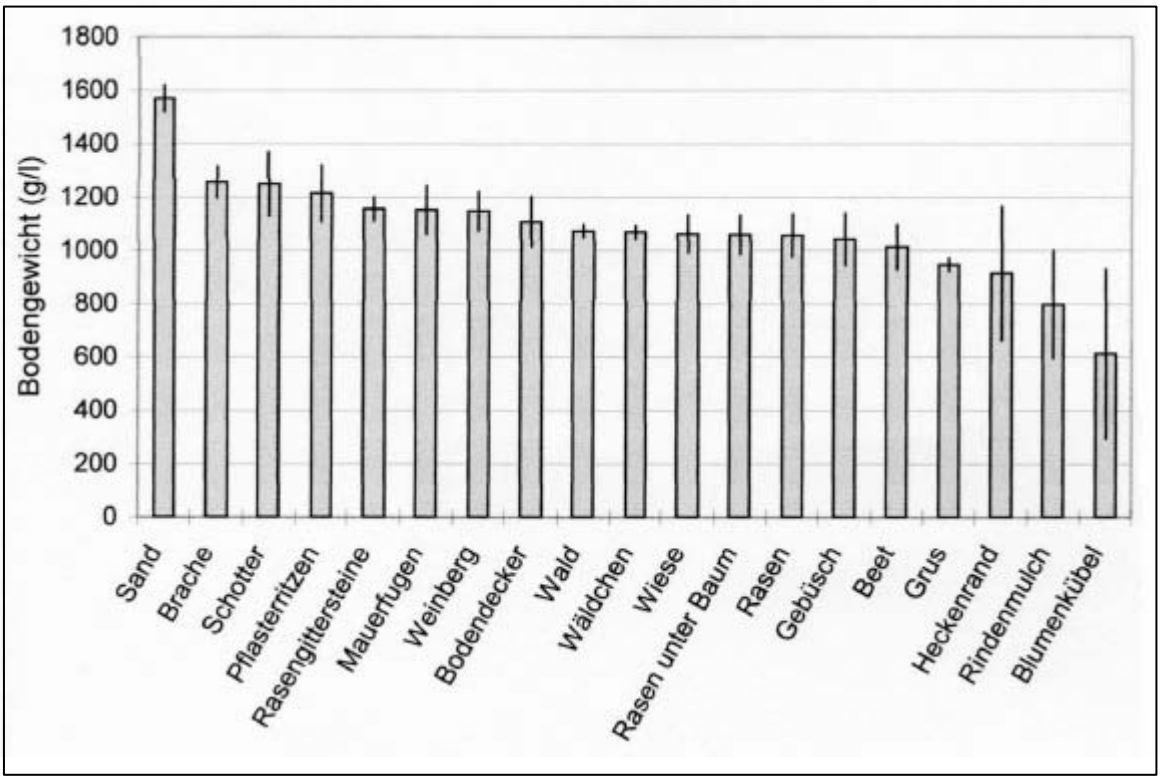


Abb. 9.2.15: Bodengewicht (g/l) aller Bodennutzungstypen

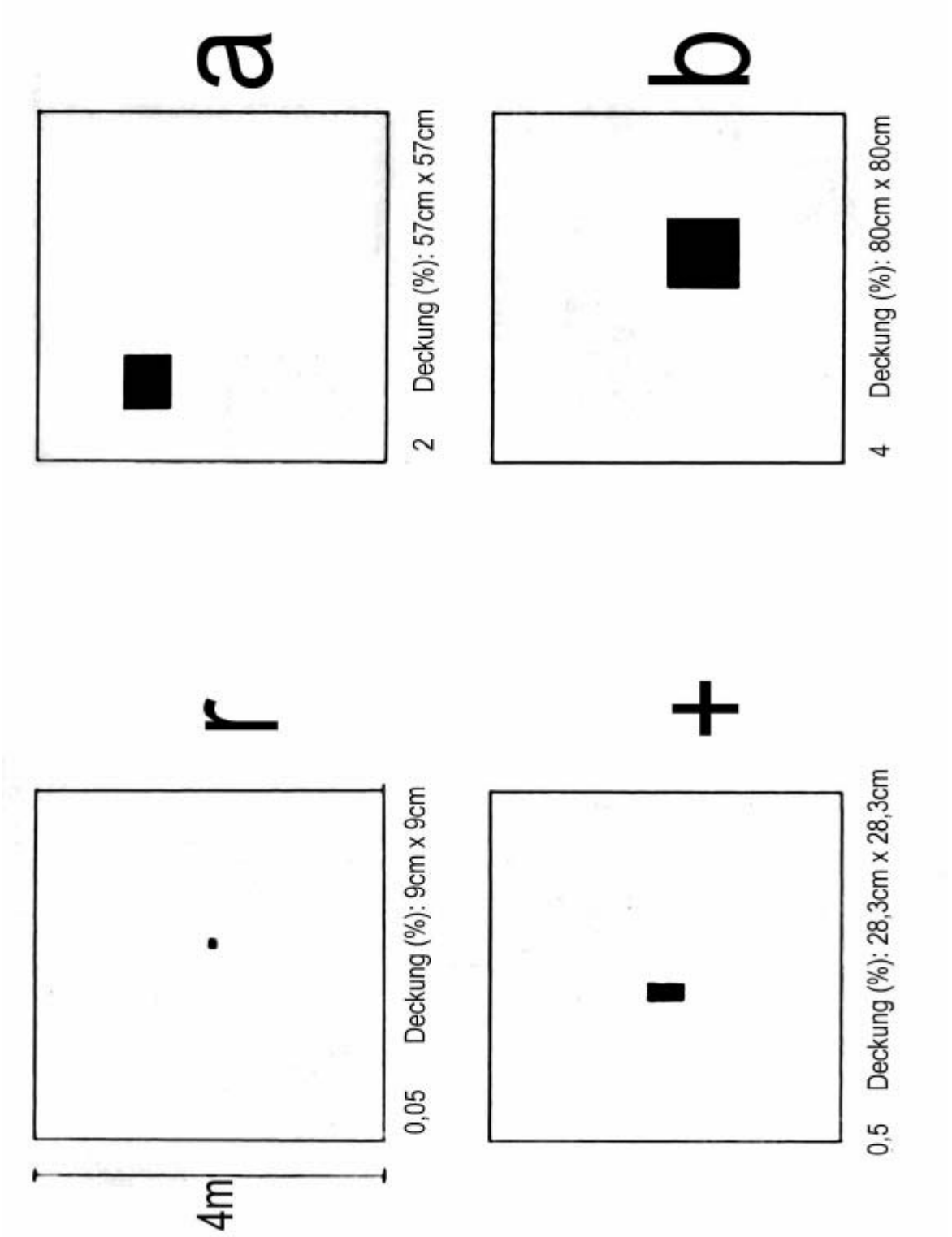


Abb. 9.3: Musterblatt zur Schätzung der Deckung von Pflanzenarten bei Vegetationsaufnahmen nach der in Kap. 5.3.1.3 dargestellten Skala

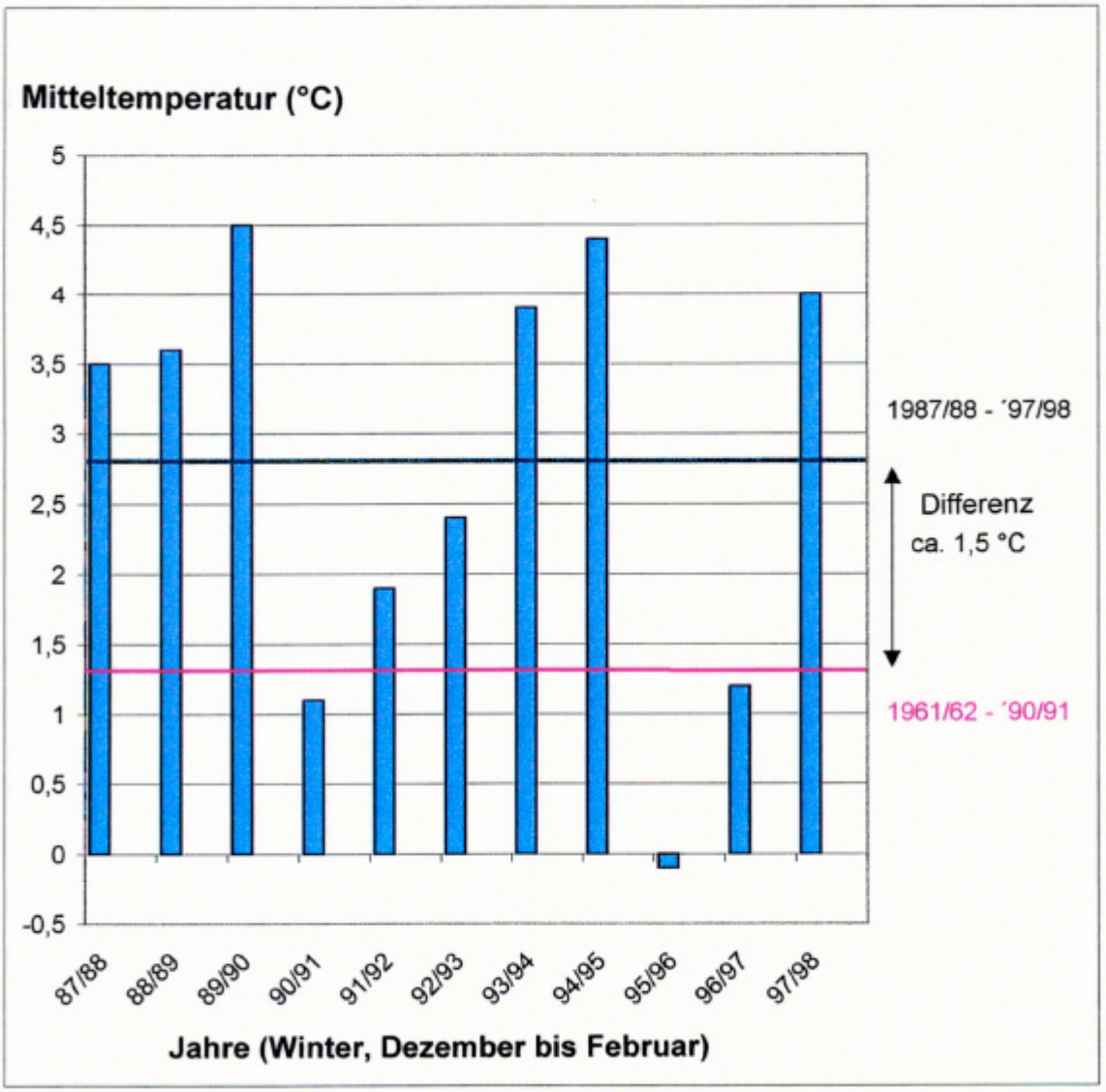
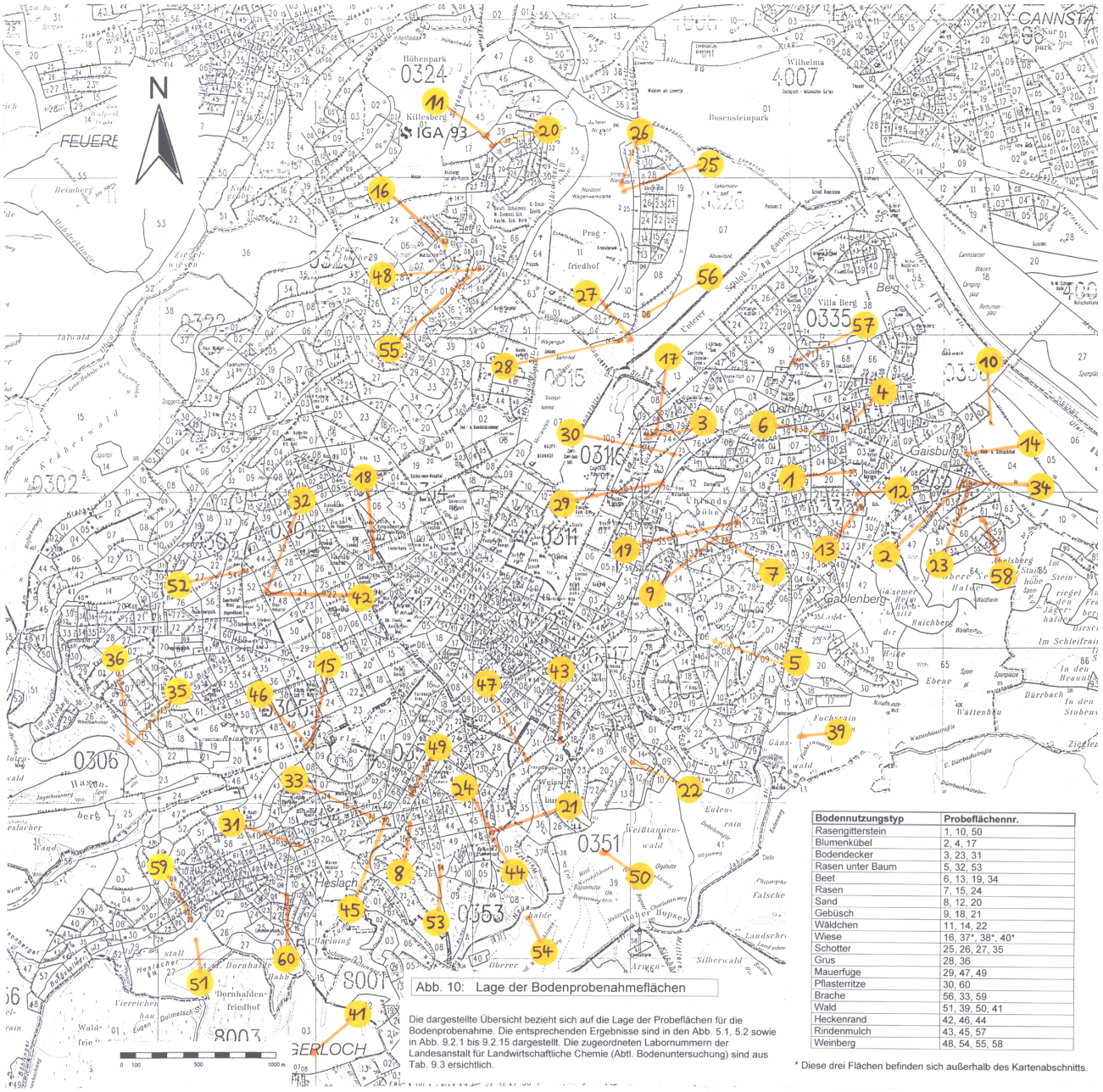


Abb. 9.4: Mitteltemperatur der Wintermonate 1987/88 bis 1997/98 im Vergleich mit der Mitteltemperatur der Wintermonate 1961/62 bis 1990/91 in Stuttgart-Hohenheim

Für die Bereitstellung der Daten für diese Abbildung sei Frau Dipl.-Met. Henning-Müller (Inst. 120, Univ. Hohenheim) herzlich gedankt.



Bodennutzungstyp	Probeflächennr.
Rasengitterstein	1, 10, 50
Blumenkübel	2, 4, 17
Bodendecker	3, 23, 31
Rasen unter Baum	5, 32, 53
Beet	6, 13, 19, 34
Rasen	7, 15, 24
Sand	8, 12, 20
Gebüsch	9, 18, 21
Wäldchen	11, 14, 22
Wiese	16, 37*, 38*, 40*
Schotter	25, 26, 27, 35
Grus	28, 36
Mauerfuge	29, 47, 49
Pflasterritze	30, 60
Brache	56, 33, 59
Wald	51, 39, 50, 41
Heckenrand	42, 46, 44
Rindenmulch	43, 45, 57
Weinberg	48, 54, 55, 58

Abb. 10: Lage der Bodenprobenahmeflächen

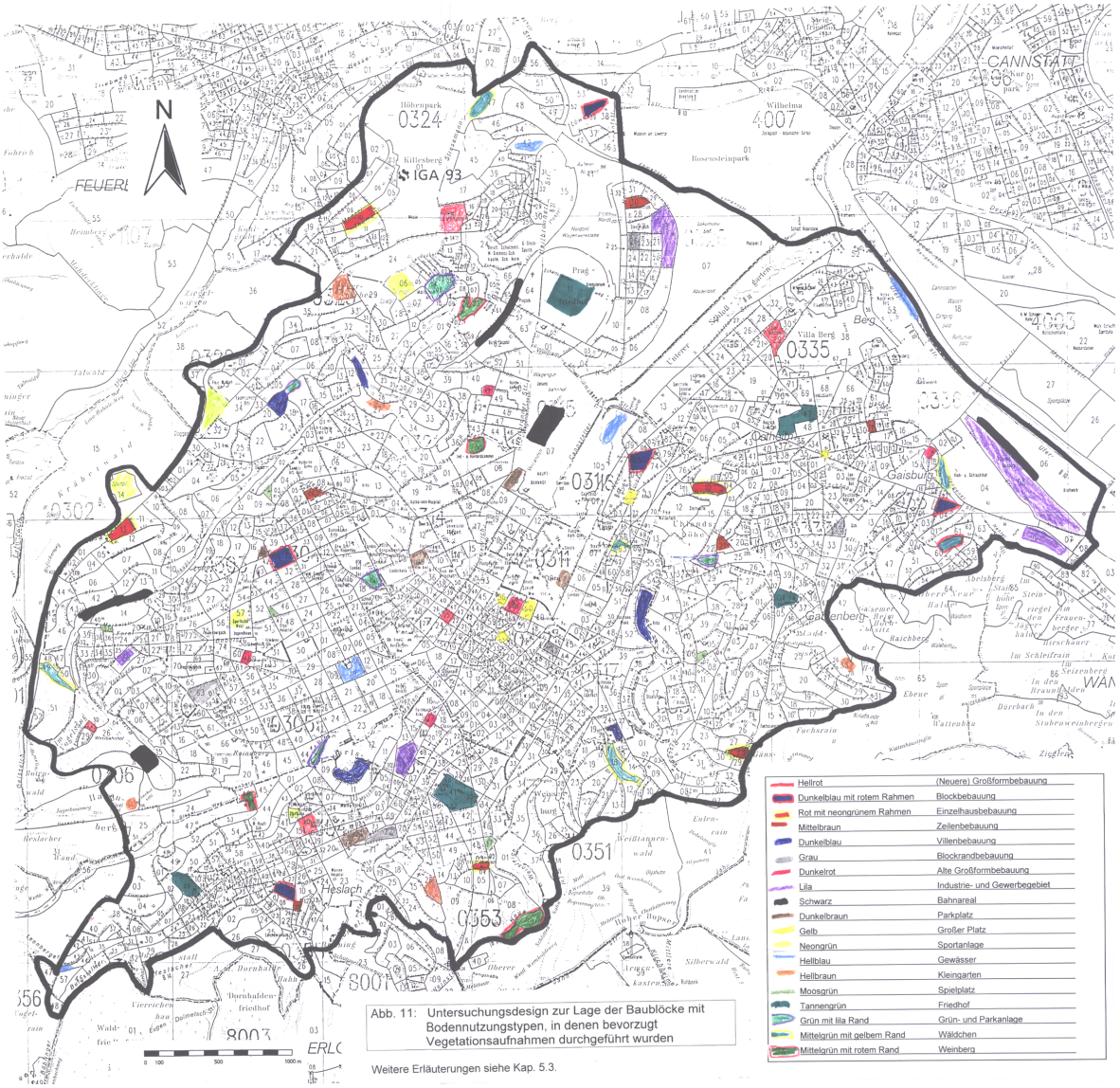


Abb. 11: Untersuchungsdesign zur Lage der Baublöcke mit Bodennutzungstypen, in denen bevorzugt Vegetationsaufnahmen durchgeführt wurden

Tab. 9.1: Tabellarische Übersicht der untersuchten Bodenproben

Probe Nr. (vgl. Abb. 10)	Bodennutzungstyp	Verbale Ortsbezeichnung	Labornr.
1	Rasengitterstein	Talstr.	916
10	Rasengitterstein	Industriegebiet Gaisb. Schlachthof	925
52	Rasengitterstein	Schwabstr. bei Gutbrodstr.	967
2	Blumenkübel	Gaisburg B 3	917
17	Blumenkübel	Neckarstr. B 3	932
4	Blumenkübel	Ostendpl.	919
3	Bodendecker	Neckarstr. B 3	918
23	Bodendecker	Gaisburg B 3	938
31	Bodendecker	Heslach	946
53	Rasen unter Baum	Lehenstr. Grünanl. Süd	968
32	Rasen unter Baum	Spielpl. S-West	947
5	Rasen unter Baum	Grüneisenstr.	920
6	Beet	Hausmannstr.	921
13	Beet	Klingenstr. Br 2	928
19	Beet	Wagenburg Ze. 2	934
34	Beet	Gaisburg B 3	949
7	Rasen	Wagenburg	922
15	Rasen	Bachplatz	930
24	Rasen	Immenhofer	939
8	Sand	Spielpl. Liststr.	923
12	Sand	Talstr. Spielpl.	927
20	Sand	Weißenhof	935
9	Gebüsch	Wagenburgstr.	924
18	Gebüsch	Berliner Pl.	933
21	Gebüsch	Immenhofer	936
11	Wäldchen	Weißenhof	926
22	Wäldchen	Im ob. Kienle	937
14	Wäldchen	Gaisburg	929
16	Wiese	Viergiebelweg	931
37	Wiese	Steinhaldenfeld Schnitzelfarm, Einsteinstr.	952
38	Wiese	Steinhfeld Hof oberh. Dischkstr.	953
40	Wiese	Straßenmitte Geneserstr. Steinhaldenfeld	955
25	Schotter	Nordbhf. Gleismitte	940
26	Schotter	Nordbhf. Gleisrand	941
27	Schotter	Zentralbhf. Gleismitte	942
35	Schotter	Westbhf. Innen	950
28	Grus	Zentralbhf. Gleisrand	943
36	Grus	Westbhf. Außen	951
29	Mauerfuge	Werastr.	944
47	Mauerfuge	Bopserhaltestelle	962
49	Mauerfuge	Brauerei nahe Marienpl.	964
30	Pflasterritze	Werastr.	945
60	Pflasterritze	Karl Kloßstr. Ze 2 Heslach	975
56	Brache	Ex-Zapata	971
33	Brache	Marienpl.	948
59	Brache	Burgstallstr. Heslach	974
51	Wald	Burgstallstr. Heslach	966
39	Wald	S-Ost Richtung Frauenkopf	954
50	Wald	oberhalb Wernhaldenstr. Richtung Fernsehturm	965
41	Wald	Sonnenberg	956
42	Heckenrand	Kinderspielpl. Breitscheidstr.	957
46	Heckenrand	Grünanl. Bachpl. bei Karlshöhe	961
44	Heckenrand	Kinderspielpl. Immenhofer	959
45	Rindenmulch	Exil	960
43	Rindenmulch	S-Bahnhaltest. Bopseranl.	958
57	Rindenmulch	bei SWR	972

Tab. 9.2.1: Ökologisch-räumlicher Steckbrief *Hedera helix*

Wald ▲ Agrarl. □ Siedlung ■	Landnutzungstyp
Krautreiche Eichen- und Buchenmischwälder, auch in Auenwäldern, an Felsen	Wälder und Forste
Hecken, Gebüsche	Agrarlandschaft
Beides, verstädterte Dorfkerne	Siedlung: Kern/Peripherie
Großformbebauung (CBD) bis Einzelhausbebauung	Kernstadtzonen
Wäldchen Friedhöfe, Parkanlagen, Villenbebauung Alle, außer zu junge und zu besonnte und versiegelte	Bevorzugte Bebauungstypen
Bahngelände, außer in randlichen Gebüschen; neuere Gewerbe- und Industriegebiete	Eher gemiedene Bebauungstypen
Wäldchen, Gebüsch, Hecken, Mauern, Bäume	Bodennutzungstypen
Schattpflanze bis Halbschattenpflanze	Lichtverhältnisse
Kriechend bis rankend	Wuchsmodus
Wenig bis nicht schnittverträglich	Pflegeintensität/Schnitt
Vögel	Ausbreitungsbesonderheiten
Wichtig wegen Vogelverbreitung	Nachbarschaftseffekte
Phanerophyt	Lebensform
Nährstoffreiche Lehmböden (Mullböden) locker, mildmäß humos, nicht auf sauren, nährstoffarmen Böden	Bodenbedingungen
Planar bis montan, frostempfindlich Hochkletternd und blühend nur in tiefen, mild-luftfeuchten Lagen	Höhenlage, Frostempf.
Carpinion und Tilio-Acerion	Pflanzengesellschaft
Subatl-smed	Verbreitung
Insektenbestäubung	Sonstiges, Wurzeltiefe, offene Bodenstellen benötigend?, Keimfähigkeit der Samen
Idiochorophyt (vgl. aber Kap. 2.3.2)	Einwanderungszeit

Tab. 9.2.2: Ökologisch-räumlicher Steckbrief *Taxus baccata*

Wald ▲ Agrarl. – Siedlung ■	Landnutzungstyp
Buchen-, Tannen- oder Eschenwälder, an Steilhängen und Felsen An Waldrändern nahe Siedlungen,	Wälder und Forste
Weitgehend fehlend wegen Giftigkeit der Nadeln für das Vieh	Agrarlandschaft
Beides	Siedlung: Kern/Peripherie
Blockbebauung bis Einzelhausbebauung, weniger in der Großformbebauung (CBD)	Kernstadtzonen
Alte Friedhöfe (Anpflanzungen)	Bevorzugte Bebau-ungstypen
Selten in Industrie- und Gewerbegebieten und in der Großformbebauung der City	Eher gemiedene Bebau-ungstypen
Wäldchen, Gebüsch, Hecken, Mauerspalten	Bodennutzungstypen
Hohe Schattenverträglichkeit Lichtkompen-sationspunkt bei 300 Lux bei 20°C, licht-Schatten	Lichtverhältnisse
Aufrecht (im Schatten sehr langsam wachsend)	Wuchsmodus
Stockausschlagfähig, als Hecke gepflanzt	Pflegeintensität/Schnitt
Vögel (besonders Amseln, Stare und Drosseln)	Ausbreitungs-besonderheiten
Wichtig wegen Vogelverbreitung	Nachbarschaftseffekte
Phanerophyt	Lebensform
Auf frischen, basenreich, mild.-mäßig sauer, locker-humos, flach- bis mittelgründig steinige Ton- und Lehm-böden gutes Wachstum, toleriert jedoch auch trockene Böden, hohe Dürreresistenz	Bodenbedingungen
Planar bis montan (Alpen bis 1400m) Frostempfindlich-keit: Schadensbeginn ab –21°C und man kann mit Total-schäden ab –23°C rechnen, besonders bedingt durch Frosttrocknis bei erhöhter Windexposition, mag luft-feuchte Lagen, Jungpflanzen werden gerne von Rehen gefressen	Höhenlage, Frostempf.
Taxo-Fagetum, Carici-Fagetum, Tilio-Acerion	Pflanzengesellschaft
Subatl(-smed), mit Unterarten euras-subozean, circ	Verbreitung
Diverse Taxa in Gärten, sehr häufig gepflanzt, Nadeln giftig für Mensch und Vieh, tief reichendes Wurzelsystem.	Sonstiges, Wurzeltiefe, offe-ne Bodenstellen benöti-gend?, Keimfähigkeit der Samen
Idiochorophyt (vgl. aber Kap. 2.3.2)	Einwanderungszeit
FISCHER (2000), LEUTHOLD (1980) und SCHEEDER (1995); siehe Literaturverzeichnis	Literatur

Tab. 9.2.3: Ökologisch-räumlicher Steckbrief *Lamium argentatum*

Wald ▲ Agrarl. □ Siedlung ■	Landnutzungstyp
Nahe der Waldränder, Laubwald	Wälder und Forste
Gebüschränder und in Gehölzpflanzungen	Agrarlandschaft
Beides	Siedlung: Kern/Peripherie
Bevorzugt Einzelhausbebauung	Kernstadtzonen
Friedhöfe, Parkanlagen, Einzelhausbebauung, Brachen	Bevorzugte Bebauungstypen
Industrie- und Gewerbegebiete, Großformbebauung des CBD	Eher gemiedene Bebauungstypen
Wäldchen, Gebüsche, Hecken	Bodennutzungstypen
Halbschattig bis schattig	Lichtverhältnisse
Kriechend	Wuchsmodus
Unverträglich	Pflegeintensität/Schnitt/Tritt
Verbreitung durch Gartenabfälle, vegetative Verbreitung durch oberirdische Ausläuferbildung und Ameisenverbreitung	Ausbreitungsbesonderheiten
Am Übergang zwischen Siedlungsrand und Wald durch Ausbringung von Gartenabfällen (ausgehend von Einzelhausbebauung und Ferienkolonien), am Rande von Brachen durch Ausbringung von Gartenabfällen	Nachbarschaftseffekte
Chamaephyt	Lebensform
Frische humus-, nährstoff- und basenreich	Bodenbedingungen
Planar bis kollin	Höhenlage, Frostempf.
Alliarion	Pflanzengesellschaft
Nicht genau bekannt	Verbreitung
Keine Besonderheiten	Sonstiges, Wurzeltiefe, offene Bodenstellen benötigend?, Keimfähigkeit der Samen
Industriophyt	Einwanderungszeit
WALTER, E. (1995): Die Silber-Goldnessel (*Lamium argentatum* Smejkal) – eine verwildernde, im Gelände leicht zu erkennende neue Pflanzensippe. Flor. Rundbr. 29(2): 125–128. LOOS, G.H. (1997): Zur Taxonomie der Goldnesseln (*Lamium* L. subgenus *galeobdolon* (Adans.) Aschers.). Flor. Rundbr. 31(1): 39–50. SCHULTE, W. (1992): Pflanzengesellschaften im Bonn-Bad Godesberger Stadtbereich. Natur und Landschaft 67: 481–489.	Literatur

Tab. 9.2.4: Ökologisch-räumlicher Steckbrief *Geum urbanum*

Wald ☐ Agrarl. ☐ Siedlung ■	Landnutzungstyp
Waldwegränder, Eichen-Hainbuchenwälder	Wälder und Forste
Gebüschsäume	Agrarlandschaft
Beides	Siedlung: Kern/Peripherie
Alle	Kernstadtzonen
Keine	Bevorzugte Bebauungstypen
Industrie- und Gewerbegebiete	Eher gemiedene Bebauungstypen
Gebüschränder, Heckenränder, Ränder von Wäldchen, schattige Zaunränder und Mauerfüße	Bodennutzungstypen
Schattig	Lichtverhältnisse
Aufrecht	Wuchsmodus
Keine Trittverträglichkeit, sehr geringe Schnittverträglichkeit	Pflegeintensität/Schnitt/ Tritt
Keine	Ausbreitungsbesonderheiten
Keine Besonderheiten	Nachbarschaftseffekte
Hemikryptophyt	Lebensform
Grundfrisch, nährstoffreich, mild bis mäßig sauer, humose Lehm- und Tonböden, Mullböden	Bodenbedingungen
Planar bis montan, etwas wärmeliebend	Höhenlage, Frostempf.
Geo-Alliarion, Glechometalia- und Prunetalia-Ges.	Pflanzengesellschaft
Euras, subozean-smed	Verbreitung
Insekten- und Selbstbestäubung, früher Heil- und Nutzpflanze	Sonstiges, Wurzeltiefe, offene Bodenstellen benötigend?, Keimfähigkeit der Samen
Idiochorophyt	Einwanderungszeit

Tab. 9.2.5: Ökologisch-räumlicher Steckbrief *Cirsium arvense*

Wald □ Agrarl. ■ Siedlung ■	Landnutzungstyp
Nur an Wegrändern und in Waldschlägen	Wälder und Forste
Äcker, Wege, an Ufern und Gräben	Agrarlandschaft
Beides	Siedlung: Kern/Peripherie
Alle	Kernstadtzonen
Keine	Bevorzugte Bebauungstypen
Keine	Eher gemiedene Bebauungstypen
Bodendecker, Beete, Heckenränder, ruderale Wiesen	Bodennutzungstypen
Licht bis halbschattig	Lichtverhältnisse
Aufrecht	Wuchsmodus
Verträgt keinen häufigen Rasenschnitt oder Tritt, durch gelegentliches Hacken, Abschneiden oder Herbizideinsatz wird die Polykormonildung und damit die Dauerhaftigkeit der Art gefördert	Pflegeintensität/Schnitt/ Tritt
Weiträumige Verbreitung durch Windverbreitung, Polykormonbildung	Ausbreitungsbesonderheiten
	Nachbarschaftseffekte
Geophyt	Lebensform
Auf frischen bis mäßig trockenen, nährstoffreichen, kalkreichen und kalkarmen, auf humosen und auf Rohböden, sandige und reine Lehmböden, salztolerant	Bodenbedingungen
Planar bis montan	Höhenlage, Frostempf.
Artemisietea, Epilobietea, Secalinetea, Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis	Pflanzengesellschaft
M-no-euras-smed	Verbreitung
Perennierend, fakultativ annuell, bei Pflegemaßnahmen ausdauernd, bis 3m tief wurzelnd, Regeneration schon aus kleinen Wurzelstücken, Insektenbestäubung, formenreich	Sonstiges, Wurzeltiefe, offene Bodenstellen benötigend?, Keimfähigkeit der Samen
Idiochorophyt	Einwanderungszeit
BAKKER, D. (1960): A comparative life-history of *Cirsium arvense* (L.) Scop. and *Tussilago farfara* L., the most troublesome weeds in te newly reclaimed polders of the former Zuiderzee. In: HARPER, J.: Biology of Weeds. Oxford: 205 – 222.	Literatur

Tab. 9.2.6: Ökologisch-räumlicher Steckbrief *Tussilago farfara*

Wald – Agrarl. ▲ Siedlung ■	Landnutzungstyp
–	Wälder und Forste
Wegränder, Straßenböschungen, Kiesgruben, Äcker	Agrarlandschaft
Kern und Peripherie	Siedlung: Kern/Peripherie
Alle	Kernstadtzonen
Bevorzugt Baustellen, junge Brachflächen mit Bodenverwundung, Bahnareale, Industrie- und Gewerbegebiete	Bevorzugte Bebauungstypen
Einzelhausbebauung, Villenbebauung	Eher gemiedene Bebauungstypen
Offener, dichter Boden, Schotter	Bodennutzungstypen
Licht	Lichtverhältnisse
Aufrecht	Wuchsmodus
Geringe bis mittlere Schnitt- und Trittverträglichkeit	Pflegeintensität/Schnitt/ Tritt
Windverbreitung, gute Fernverbreitung, vegetative Verbreitung und Verschleppung mit Bodenaushub, Regeneration aus Rhizomfragmenten	Ausbreitungsbesonderheiten
Keine Besonderheiten	Nachbarschaftseffekte
Geophyt	Lebensform
Humusarme, wechselfeuchte, basenreiche, dichte (Roh-)Böden	Bodenbedingungen
Planar bis subalpin	Höhenlage, Frostempf.
Sisymbrion, Poo-Tussilaginetum	Pflanzengesellschaft
No-euras-smed	Verbreitung
Bis über 1m tief wurzelnd, Lichtkeimer	Sonstiges, Wurzeltiefe, offene Bodenstellen benötigend?, Keimfähigkeit der Samen
Idiochorophyt	Einwanderungszeit
BAKKER, D. (1960): A comparative life-history of *Cirsium arvense* (L.) Scop. and *Tussilago farfara* L., the most troublesome weeds in the newly reclaimed polders of the former Zuiderzee. In: HARPER, J.: Biology of Weeds. Oxford: 205 – 222.	Literatur

Tab. 9.2.7: Ökologisch-räumlicher Steckbrief *Stellaria media*

Wald □ Agrarl. ▲ Siedlung ■	Landnutzungstyp
Nur an Wegrändern, manchmal auch auf Waldlichtungen	Wälder und Forste
In Hackfruchtäckern, an Wegen, Weinberge, Ufer	Agrarlandschaft
Beides	Siedlung: Kern/Peripherie
Alle	Kernstadtzonen
Keine	Bevorzugte Bebauungstypen
Keine	Eher gemiedene Bebauungstypen
Beete, Blumenkübel, Mauerfüße, Baumfußbereich, Rasen, wenig betretene Pflasterritzen, gepflegte Heckenränder, Zaunsäume	Bodennutzungstypen
Licht bis halbschattig	Lichtverhältnisse
Aufrecht	Wuchsmodus
In lockerem Boden sehr regenerationsfreudig, aus Gewebstücken, gegenüber Tritt und Bodenverdichtung nicht sehr tolerant	Pflegeintensität/Schnitt/ Tritt
Ausbreitung durch Bodentransport	Ausbreitungsbesonderheiten
Keine Besonderheiten	Nachbarschaftseffekte
Therophyt	Lebensform
Frisch bis mäßig trocken, nährstoffreich, ± mild humose od. rohe lockere Böden, Lehm bevorzugend	Bodenbedingungen
Planar bis subalpin (alpin?)	Höhenlage, Frostempf.
Polygono-Chenopodietalia	Pflanzengesellschaft
M – no-euras-med, in gemäßigten Zonen heute weltweit	Verbreitung
Formenreich, Flachwurzler, Insekten- und Selbstbestäubung Großer bereich hinsichtlich der Keimtemperaturen mit Otimum zwischen 2 und 13°C Verfügt häufig noch unter 5cm Bodentiefe über ein großes Diasporenreservoir	Sonstiges, Wurzeltiefe, offene Bodenstellen benötigend?, Keimfähigkeit der Samen
Idiochorophyt	Einwanderungszeit

Tab. 9.2.8: Ökologisch-räumlicher Steckbrief *Euphorbia peplus*

Wald – Agrarl. □ Siedlung ■	Landnutzungstyp
–	Wälder und Forste
Hackfruchtäcker	Agrarlandschaft
Beides	Siedlung: Kern/Peripherie
Alle	Kernstadtzonen
Keine	Bevorzugte Bebauungstypen
Industrie- und Gewerbegebiete	Eher gemiedene Bebauungstypen
Beet, seltener in Hecken- und Zaunsäumen	Bodennutzungstypen
Lichtliebend bis halbschattig wachsend	Lichtverhältnisse
Aufrecht	Wuchsmodus
Trittempfindlich	Pflegeintensität/Schnitt/ Tritt
Keine Besonderheiten	Ausbreitungsbesonderheiten
Keine Besonderheiten	Nachbarschaftseffekte
Therophyt	Lebensform
Frische bis mäßig trockene, basen- und nährstoffreiche, milde bis mäßig sauere, humose, lockere Lehmböden	Bodenbedingungen
Planar bis montan, etwas wärmeliebend	Höhenlage, Frostempf.
Fumario-Euphorbion	Pflanzengesellschaft
Med – smed-smed-eurassubozean, in ozean.-gemäß. Zonen heute weltweit	Verbreitung
Offene Bodenstellen benötigend, nicht in verdichteten Böden, nicht bzw gering herbizidtolerant	Sonstiges, Wurzeltiefe, offene Bodenstellen benötigend?, Keimfähigkeit der Samen
Archäophyt	Einwanderungszeit

Tab. 9.2.9: Ökologisch-räumlicher Steckbrief *Cardamine hirsuta*

Wald – Agrarl. – Siedlung ■	Landnutzungstyp
Manchmal auf Waldschlägen	Wälder und Forste
Manchmal auf Äckern	Agrarlandschaft
Kern und Peripherie	Siedlung: Kern/Peripherie
Bevorzugt Einzelhausbebauung und Blockbebauung	Kernstadtzonen
Keine	Bevorzugte Bebauungstypen
Industriegebiete	Eher gemiedene Bebauungstypen
Schwerpunkt in Beeten, auch in Kübeln, Rasen, Heckenrändern und Pflasterritzen	Bodennutzungstypen
Halbschattig bis licht	Lichtverhältnisse
Aufrecht	Wuchsmodus
Schnittverträglich, bedingt trittverträglich	Pflegeintensität/Schnitt/ Tritt
Verschleppt durch mit Torf und Gartenerde aus Gärtnereien	Ausbreitungsbesonderheiten
Keine Besonderheiten	Nachbarschaftseffekte
Therophyt	Lebensform
Frische, nährstoffreiche, mäßig sauere, humose, lockere Lehmböden	Bodenbedingungen
Schwerpunkt planar bis kollin, in wintermilder Klimalage, etwas wärmeliebend	Höhenlage, Frostempf.
Alliarion, auch in Polygono-Chenopodietalia-Ges.	Pflanzengesellschaft
Subatl-smed	Verbreitung
Bis 15cm tief wurzelnd, meist Selbstbestäubung, winterannuell	Sonstiges, Wurzeltiefe, offene Bodenstellen benötigend?, Keimfähigkeit der Samen
Industriophyt	Einwanderungszeit

Tab. 9.2.10: Ökologisch-räumlicher Steckbrief *Rumex obtusifolius*

Wald ▲ Agrarl. ■ Siedlung ■	Landnutzungstyp
Waldschläge, Wegränder	Wälder und Forste
Wiesen, Äcker, Wegränder, Grabenränder	Agrarlandschaft
Beides	Siedlung: Kern/Peripherie
Alle	Kernstadtzonen
Keine	Bevorzugte Bebauungstypen
Keine	Eher gemiedene Bebauungstypen
Schwerpunkte in Wiesen, auf Brachflächen und in Rindenmulch, auch an Mauerfüßen	Bodennutzungstypen
Licht- bis Halbschattpflanze	Lichtverhältnisse
Aufrecht	Wuchsmodus
Bedingt schnittverträglich, nicht trittverträglich	Pflegeintensität/Schnitt /Tritt
Effektive Windverbreitung	Ausbreitungsbesonderheiten
Keine Besonderheiten	Nachbarschaftseffekte
Hemikryptophyt	Lebensform
Nährstoff- und humusreiche Böden, tolerant gegenüber leichter Bodenverdichtung	Bodenbedingungen
Planar bis montan, kühlhumide Klimalage	Höhenlage, Frostempf.
Agropyro-Rumicon, Arction- u. Aegopodion-Ges.	Pflanzengesellschaft
Subatl (-smed)	Verbreitung
Bis 2m tief wurzelnd, formenreich, Pionierpflanze, hat auf Flächen mit Rindenmulchapplikation und Gülleausbringung Konkurrenzvorteile.	Sonstiges, Wurzeltiefe, offene Bodenstellen benötigend?, Keimfähigkeit der Samen
Idiochorophyt	Einwanderungszeit

Tab. 9.2.11: Ökologisch-räumlicher Steckbrief *Ranunculus ficaria*

Wald ■ Agrarl. □ Siedlung ■	Landnutzungstyp
Laubwälder, Auenwälder, Klebwälder	Wälder und Forste
Wiesen, Hecken, Böschungen, an Bächen, (Baum-)Obstgärten	Agrarlandschaft
Beides	Siedlung: Kern/Peripherie
Blockbebauung bis Einzelhausbebauung	Kernstadtzonen
Friedhöfe, Parkanlagen, Villen	Bevorzugte Bebauungstypen
Keine	Eher gemiedene Bebuungstypen
Rasen unter älteren Bäumen, Gebüschränder, Heckenränder, Rasen	Bodennutzungstypen
Gedeiht am besten im Halbschatten, jedoch auch an lichteren Stellen, offene Bodenstellen wirken fördernd	Lichtverhältnisse
Aufrecht	Wuchsmodus
Schnittverträglich, mittlere Trittverträglichkeit	Pflegeintensität/Schnitt/ Tritt
Keine Besonderheiten	Nachbarschaftseffekte
Geophyt	Lebensform
Nährstoffreiche, frische bis feuchte (auch wechselfeuchte) Lehm- oder Tonböden	Bodenbedingungen
Keine Besonderheiten	Ausbreitungsbesonderheiten
Planar bis kollin	Höhenlage, Frostempf.
Aegopodion, Alliarion	Pflanzengesellschaft
Eurassubozean-smed	Verbreitung
Flachwurzler	Sonstiges, Wurzeltiefe, offene Bodenstellen benötigend?, Keimfähigkeit der Samen
Idiochorophyt	Einwanderungszeit

Tab. 9.2.12: Ökologisch-räumlicher Steckbrief *Puschkinia scilloides*

Wald – Agrarl. – Siedlung ■	Landnutzungstyp
–	Wälder und Forste
–	Agrarlandschaft
Beides	Siedlung: Kern/Peripherie
Bevorzugt Einzelhausbebauung und Blockbebauung	Kernstadtzonen
Friedhöfe, alte Parkanlagen, Einzelhausbebauung	Bevorzugte Bebauungstypen
Industriegebiete	Eher gemiedene Bebauungstypen
Rasen unter alten Laubbäumen, Heckenränder, Gebüschränder	Bodennutzungstypen
Halbschattig	Lichtverhältnisse
Aufrecht	Wuchsmodus
Nicht trittverträglich	Pflegeintensität/Schnitt/ Tritt
Von gepflanzten Exemplaren ausgehende Ausbreitung	Ausbreitungsbesonderheiten
Keine Besonderheiten	Nachbarschaftseffekte
Geophyt	Lebensform
Frisch bis mäßig frisch, nährstoffreich	Bodenbedingungen
Planar bis kollin, in warmen Lagen	Höhenlage, Frostempf.
Bislang nicht zugeordnet	Pflanzengesellschaft
Nicht vollständig bekannt	Verbreitung
Zierpflanze, deren Beliebtheit offenbar aktuell zunimmt. Das Ökologisches Verhalten scheint ähnlich dem von *Scilla siberica* zu sein, die jedoch viel häufiger angepflanzt und verwildert auftritt.	Sonstiges, Wurzeltiefe, offene Bodenstellen benötigend?, Keimfähigkeit der Samen
Industriophyt	Einwanderungszeit

Tab. 9.2.13: Ökologisch-räumlicher Steckbrief *Viola odorata*

Wald ☐ Agrarl. ☐ Siedlung ■	Landnutzungstyp
Gebüsche an Waldrändern	Wälder und Forste
Schattige Wegraine in Siedlungsnähe, Gebüsche Wiesen	Agrarlandschaft
Kern und Peripherie	Siedlung: Kern/Peripherie
Bevorzugt Einzelhausbebauung und Blockbebauung	Kernstadtzonen
Einzelhausbebauung, Zeilenbebauung, Blockbebauung	Bevorzugte Bebauungstypen
Industriegebiete	Eher gemiedene Bebauungstypen
Rasen, Heckenränder, Gebüschränder, lichte Gehölzanpflanzungen	Bodennutzungstypen
Halbschattig bis licht	Lichtverhältnisse
Aufrecht, im Rasen oft rosettenartiges Erscheinungsbild	Wuchsmodus
Schnittverträglich, bedingt trittverträglich	Pflegeintensität/Schnitt/ Tritt
Keine Besonderheiten	Ausbreitungsbesonderheiten
Aus Gartenpflanzungen verwildernd	Nachbarschaftseffekte
Hemikryptophyt	Lebensform
Mild bis mäßig sauere, nährstoffreiche, humose Lehmböden in milder Klimalage	Bodenbedingungen
Planar bis montan	Höhenlage, Frostempf.
Mesophile, lichte Gehölzgesellschaften, Glechometalia, Alliarion	Pflanzengesellschaft
Med-smed	Verbreitung
Kleistogam, beliebte Zierpflanze, auch Heilpflanze, vegetative und generative Fortpflanzung, bereits im Mittelalter in Dtschl. als Gartenpflanze kultiviert, zahlreiche Bastarde	Sonstiges, Wurzeltiefe, offene Bodenstellen benötigend?, Keimfähigkeit der Samen
Neophyt (vgl. OBERDORFER 1983)	Einwanderungszeit

Tab. 9.2.14: Ökologisch-räumlicher Steckbrief *Plantago media*

Wald – Agrarl. □ Siedlung ■	Landnutzungstyp
–	Wälder und Forste
Halbtrockenrasen, magere Wiesen und Weiden, Feldwege	Agrarlandschaft
Beides	Siedlung: Kern/Peripherie
Alle	Kernstadtzonen
Parks, Friedhöfe, Einzelhausbebauung, Zeilenbebauung	Bevorzugte Bebauungstypen
Industrie- und Gewerbegebiete, dichte Großformbebauung und Blockbebauung	Eher gemiedene Bebauungstypen
Rasen	Bodennutzungstypen
Lichtliebend	Lichtverhältnisse
Rosettenpflanze	Wuchsmodus
Gegenüber Schnitt und Betreten recht unempfindlich	Pflegeintensität/Schnitt/ Tritt
Keine Besonderheiten	Ausbreitungsbesonderheiten
Keine Besonderheiten	Nachbarschaftseffekte
Hemikryptophyt	Lebensform
Mäßig frische und mäßig nährstoffreiche, basenreiche, mäßig sauer bis milde, ± humose, sandige oder reine Lehmböden	Bodenbedingungen
Planar bis montan	Höhenlage, Frostempf.
Magere Cynosurion-Ges., Lolio-Plantaginetum	Pflanzengesellschaft
Euras(kont)-smed	Verbreitung
Insekten- und Selbstbestäubung, Nässe scheuend	Sonstiges, Wurzeltiefe, offene Bodenstellen benötigend?, Keimfähigkeit der Samen
Idiochorophyt	Einwanderungszeit

Tab. 9.2.15: Ökologisch-räumlicher Steckbrief *Veronica filiformis*

Wald – Agrarl. – Siedlung ■	Landnutzungstyp
–	Wälder und Forste
–	Agrarlandschaft
Beides	Siedlung: Kern/Peripherie
Alle	Kernstadtzonen
Friedhöfe, Einzelhausbebauung, lockere Großformbebauung	Bevorzugte Bebauungstypen
Industriegebiet	Eher gemiedene Bebauungstypen
Rasen	Bodennutzungstypen
Licht bis halbschattig	Lichtverhältnisse
Liegend bis aufsteigend	Wuchsmodus
Durch häufigen Rasenschnitt gefördert	Pflegeintensität/Schnitt
Verschleppt als keimfähige Sproßteile mit Rasenmähern	Ausbreitungsbesonderheiten
Eigentumsverhältnisse spielen wegen der Verwendung desselben Rasenmähers eine Rolle	Nachbarschaftseffekte
Chamaephyt	Lebensform
Frische, nährstoffreiche, ± humose Böden in humider Klimalage	Bodenbedingungen
Planar bis montan, etwas wärmeliebend	Höhenlage, Frostempf.
Lolio-Cynosuretum, Trifolio repentis-Veronicetum filiformis	Pflanzengesellschaft
Subozeanisch	Verbreitung
Ursprünglich Zierpflanze, Friedhofflüchtling, Kriechpionier, Unterschiede hinsichtlich der Häufigkeit des Auftretens zwischen großflächig gemähten und kleinflächigen privaten Rasenflächen ist noch erkennbar.	Sonstiges, Wurzeltiefe, offene Bodenstellen benötigend?, Keimfähigkeit der Samen
Industriophyt	Einwanderungszeit
BANGERTER, E.B. & D.H. KENT (1975): *Veronica filiformis* Sm. in the British Isles. Proc. Bot. Soc. Brit. Isl. 2: 197–217. MÜLLER, N. & H. SUKOPP (1993): Synanthrope Ausbreitung und Vergesellschaftung des Fadenförmigen Ehrenpreises – *Veronica filiformis* Smith. Tuexenia 13: 399–413.	Literatur

Tab. 9.2.16: Ökologisch-räumlicher Steckbrief *Pseudofumaria* (=*Corydalis*) *lutea*

Wald – Agrarl. – Siedlung ■	Landnutzungstyp
–	Wälder und Forste
–	Agrarlandschaft
Kernstadt und Peripherie	Siedlung: Kern/Peripherie
Bevorzugt Blockbebauungszone	Kernstadtzonen
Blockbebauung, alte Villenbebauung, alte Friedhöfe	Bevorzugte Bebauungstypen
Industrie- und Gewerbegebiete, neuere Einzelhausbebauung	Eher gemiedene Bebauungstypen
Mauern, Mauerfüße, entlang von Hauswänden, Fugen von Betonplatten	Bodennutzungstypen
Häufig etwas beschattete Lagen	Lichtverhältnisse
Aufrecht	Wuchsmodus
Unverträglich	Pflegeintensität/Schnitt/ Tritt
Ameisentransport, an ca. 50 bis 80 Jahre alten Mauern, ebenfalls an Mauerfüßen	Ausbreitungsbesonderheiten
Gartenflüchtling, oft an Gartenmauern	Nachbarschaftseffekte
Hemikryptophyt	Lebensform
Steinige und felsige, basenreiche (oft kalkhaltige) Böden, teilweise frisch durchsickerte Steinspalten. Kalkmörtelmauern.	Bodenbedingungen
Planar bis kollin, warme, wintermilde Tieflagen	Höhenlage, Frostempf.
Parietarietea judaicae	Pflanzengesellschaft
Smed(südalp)	Verbreitung
Alte Zierpflanze, generative Fortpflanzung, ursprünglich Pflanze der Südalpen, die an Naturstandorten Geröllfelder besiedelt, Anfang des 20. Jahhunderts eingeführt	Sonstiges, Wurzeltiefe, offene Bodenstellen benötigend?, Keimfähigkeit der Samen
Industriophyt	Einwanderungszeit

Tab. 9.2.17: Ökologisch-räumlicher Steckbrief *Hordeum murinum*

Wald – Agrarl. – Siedlung ■	Landnutzungstyp
–	Wälder und Forste
–	Agrarlandschaft
Schwerpunkt im Siedlungskern	Siedlung: Kern/Peripherie
Schwerpunkt Blockbebauung	Kernstadtzonen
Blockbebauung, ältere Industriegebiete, Zeilenbebauung, Bahnareale, Straßenräume	Bevorzugte Bebauungstypen
Villengebiete ohne öffentliches Straßenbegleitgrün	Eher gemiedene Bebauungstypen
Am Fuß von Mauern und Hauswänden, Randbereiche zwischen Rasenflächen und Gehwegen, Zaunränder, am Rande von Bodendeckerbeeten	Bodennutzungstypen
Lichtliebend, trocken-warme, vollbesonnte Standorte bevorzugend	Lichtverhältnisse
Aufrecht	Wuchsmodus
Auf ab und zu auftretende, leichte Bodenverwundungen angewiesen, nicht herbizidresistent, verträgt kein häufiges Betreten, in wenig gepflegten Baublöcken begünstigt	Pflegeintensität/Schnitt/ Tritt
Epichor (z.B. an Hundefell) und an menschlicher Kleidung, anemochor als Bodenläufer und Bodenkriecher, durch abfließendes Regenwasser als Wasserschwemmling und mit Bodenmaterial	Ausbreitungsbesonderheiten
Besiedlung von relativ eng benachbarten Flächen (ähnlicher Pflege)	Nachbarschaftseffekte
Therophyt	Lebensform
Sommertrockene, nährstoffreiche Böden	Bodenbedingungen
Planar bis montan, Schwerpunkt planar bis kollin	Höhenlage, Frostempf.
Hordeetum murini	Pflanzengesellschaft
Smed-med, in warmtemp. Zonen weltweit	Verbreitung
Offene Bodenstellen benötigend, Samen nicht überwinterungsfähig, winter-annuell, formenreich	Sonstiges, Wurzeltiefe, offene Bodenstellen benötigend?, Keimfähigkeit der Samen
Archäophyt	Einwanderungszeit
DAVISON, A.W. (1970): The ecology of *Hordeum murinum* L. 1. Analysis of the distribution in Britain. J. Ecol. 58: 453–466. DAVISON, A.W. (1971): The ecology of Hordeum murinum L. 2. The ruderal habitat. J. Ecol. 59: 493–506. DAVISON, A.W. (1977): The ecology of *Hordeum murinum* L. 3. Some effects of adverse climate. J. Ecol. 65: 523–530.	Literatur

Tab. 9.2.18: Ökologisch-räumlicher Steckbrief *Oxalis corniculata*

Wald – Agrarl. – Siedlung ■	Landnutzungstyp
–	Wälder und Forste
–	Agrarlandschaft
Kern bevorzugt	Siedlung: Kern/Peripherie
Schwerpunkt Blockbebauung	Kernstadtzonen
Blockbebauung, Friedhof	Bevorzugte Bebauungstypen
Nicht bekannt	Eher gemiedene Bebauungstypen
Mauerfüße und Pflasterritzen entlang von Hauswänden und Steingrus, Rasen, Beete (Steingärten), Blumentöpfe	Bodennutzungstypen
Licht	Lichtverhältnisse
Kriechend	Wuchsmodus
Keine (hohe) Trittverträglichkeit	Pflegeintensität/Schnitt/ Tritt
Durch Gartenerde transportiert, Schleuderfrüchte	Ausbreitungsbesonderheiten
Ehemals Gartenflüchtling aus Steingärten	Nachbarschaftseffekte
Geophyt	Lebensform
Trockene bis mäßig frische, nährstoffreiche Böden	Bodenbedingungen
Planar bis kollin, wärmeliebend, kaum winterhart	Höhenlage, Frostempf.
Polygonetum calc.-Eragrostietosum, auch in warmen Pol.-Chenopodietalia–Ges.	Pflanzengesellschaft
Med-smed, in warmen Zonen heute weltweit	Verbreitung
Einjährig oder mit unterirdischen Organen überwinternd, vermutlich Fluktuationen durch Winterfrost, wärmebedingte Ausbreitung, Heimat Nordindien und Südwestchina, zu uns aus dem Mittelmeergebiet eingewandert, tritt in Gärtnereien manchmal häufig auf	Sonstiges, Wurzeltiefe, offene Bodenstellen benötigend?, Keimfähigkeit der Samen
Neophyt	Einwanderungszeit

Tab. 9.2.19: Ökologisch-räumlicher Steckbrief *Eragrostis minor*

Wald – Agrarl. – Siedlung ■	Landnutzungstyp
–	Wälder und Forste
(Sandäcker, in Stuttgart nicht vorhanden)	Agrarlandschaft
Stadtkern, Tieflage bis Hanglage, von den Stadtzentren Bahnhöfen und Haltestellen der begleitenden Städte allmählich in die Peripherie übergreifend	Siedlung: Kern/Peripherie
Bevorzugt Großformbebauung (CBD) und angrenzende Areale	Kernstadtzonen
Bahnareale, Industriegebiet, Hauptverkehrsstraßen, Parkplätze	Bevorzugte Bebauungstypen
Villenbebauung	Eher gemiedene Bebauungstypen
Feinschotter und Grus (auf Bahnarealen häufig der Bereich zwischen den Gleisen), Pflasterritzen, Kiesdächer, spaltenreiche nicht zu feinerdearme Steinschuttböden, Sand- und Pflasterwege	Bodennutzungstypen
Licht	Lichtverhältnisse
Liegend bis aufsteigend	Wuchsmodus
Trittverträglich	Pflegeintensität/Schnitt/ Tritt
Mit an Schuhen anhaftendem Boden und Dreck im Profil von Autoreifen sowie mit Bodenresten, die durch Züge transportiert werden und mit dem Fahrtwind der Züge	Ausbreitungsbesonderheiten
Entlang von Straßen und Schienenarealen	Nachbarschaftseffekte
Therophyt	Lebensform
Trocken bis mäßig frisch, auf sommerwarmen Sand- und Kiesböden	Bodenbedingungen
Planar bis kollin (von ca. 200m bei Bad Cannstatt bis 500m am Rötelberg, Solitude) Schwerpunkt zwischen 200m und 300m	Höhenlage, Frostempf.
Eragrostio-Polygonetum, Chenopodietea-Ges., Polygonion avicularis-Ges.	Pflanzengesellschaft
Med-smed(-kont), in warmtemp. Zonen heute weltweit; in Deutschland besonders entlang des Rheins sowie in Wärme- und Sandgebieten	Verbreitung
Wärmekeimer (ganztägig hohe Bodentemperaturen erforderlich), C4-Pflanze, Samen vertragen starken Frost und überwintern regelmäßig	Sonstiges, Wurzeltiefe, offene Bodenstellen benötigend?, Keimfähigkeit der Samen
Industriophyt	Einwanderungszeit
LANGE (2000), KLOTZ (1984): vgl. Literaturverz.	Literatur

Tab. 10.1 bis 10.14: Erläuterungen

Zeile 2 (von Tab. 10.1 bis 10.14) enthält die amtlichen Baublocknummern der Stadt Stuttgart.

In **Zeile 3** befindet sich die Einstufung der Baublöcke in Bebauungstypen. Hierbei sind folgende Abkürzungen zu erläutern:

Gb	entspricht Großformbebauung
AGb	entspricht alter Großformbebauung
B	entspricht Blockbebauung
Br	entspricht Blockrandbebauung
Ze	entspricht Zeilenbebauung
Eh	entspricht Einzelhausbebauung
Ind.	entspricht Industrie- und Gewerbegebiet
Grünanl.	entspricht Park und Grünanlage
Bahnanl.	entspricht Bahnanlage
Spielpl.	entspricht Spielplatz
Sportanl.	entspricht Sportanlage
Platz	entspricht einem großen öffentlichen Platz

Alle weiteren Bezeichnungen müßten unmittelbar verständlich sein.
Die **Ziffer in Klammern** hinter manchen Bebauungstypen bezieht sich auf die den Baublöcken zugeordnete Versiegelungsstufe (vgl. Kap. 4.2.3).

Falls in **Zeile 6** nichts eingetragen ist, wurden die entsprechenden Vegetationsaufnahmen vom Autor angefertigt (vgl. hierzu den letzten Absatz von Kap. 5.3.1.2. auf S. 131).

Die **Zeilen 7 bis 10** beziehen sich auf den Deckungsgrad der entsprechenden Schichten. Gepflanzte und spontane Arten wurden dabei nicht gesondert betrachtet.

Im Bodennutzungstyp Schotter (Tab. 10.14) wurde nicht zwischen Grus und Schotter differenziert (vgl. hierzu Kap. 5.3.2).

Bei der **Interpretation und Erläuterung der Ergebnisse von Tab. 10.1 bis 10.14** in Kap. 5.3.2 gehen außer den belegten Befunden weitere Beobachtungen durch zahlreich Exkursionen vor Ort mit ein. Dies gilt besonders für die Rindenmulchflächen, bei denen die Probeflächenzahl (mit n=5) ansonsten zu gering ist, um Aussagen zur Stetigkeit des Vorkommens von Pflanzenarten zu treffen.
Von ausgewählten, je Bodennutzungstyp oft auftretenden Pflanzenarten wurde die Stetigkeit aus den Tabellen 10.1 bis 10.14 in Tab. 5.3 übernommen. Berücksichtigt wurden dabei die Stetigkeitsklassen II bis V. Bei den Stetigkeitsklassen III bis V ist in Tab. 5.3 ebenfalls die mittlere Deckung der Arten angegeben. Die mittlere Deckung wurde nur bezogen auf die Flächen (der Tab. 10.1 bis 10.14) ermittelt, in denen die entsprechenden Arten vorkommen. Sofern die mittlere Deckung etwa in der Mitte zwischen zwei Werten liegt, gehen subjektive Einschätzungen in die Zuordnung zu einer Stufe der mittleren Deckung ein.

In vielen Fällen weisen die per Zufallsstichprobe ermittelten Flächen keine spontanen Pflanzenarten auf, besonders bei Mauerfüßen, Pflasterritzen und Gebüschen. Diese Flächen finden in Tab. 10.1 bis 10.14 keine Berücksichtigung.
Um allein aus dem Vorhandensein eines Bodennutzugstyps auf die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens von spontanen und subspontanen Pflanzenarten zu schließen, ist es erforderlich, die „Negativ-Nachweise“ mit einzubeziehen. Bei dieser methodischen Intention müssen die Stetigkeitsangaben zumindest bei den drei oben genannten Bodennutzungstypen (um etwa eine Klasse) nach unten korrigiert werden. Auf die in dem Zusammenhang ebenfalls wichtige Abhängigkeit zwischen der Flächengröße

und den Angaben bzw. Prognosen zur Stetigkeit von Pflanzenarten wurde bereits hingewiesen. Die Möglichkeiten und Einschränkungen der Methode sind in Kap. 5.3 erläutert.

Bei den **taxonomischen Angaben** in Tab. 10.1 bis 10.14 bleiben einige Unsicherheiten bestehen, die darauf beruhen, daß die entsprechenden Arten im Gelände leicht mit nahe verwandten Arten verwechselbar sind. Dies gilt besonders dann, wenn phänologisch ein ungünstiger Zeitpunkt für die Vegetationsaufnahme gegeben war. Aus diesem Grund sollten die folgenden Arten nicht unkritisch in weitere Auswertungen einbezogen werden:

Crataegus monogyna, Epilobium collinum, Lonicera pileata, Tilia cordata und *Viola riviniana*.

Die vor Ort angefertigten Vegetationsaufnahmen liegen, geordnet nach der Baublocknummer, in Ordnern beim Autor vor. Eine genauere Lageskizze der Aufnahmeflächen wurde in vielen Fällen auf der Rückseite der Aufnahmebögen hinzugefügt, so daß eine Möglichkeit der Überprüfung besteht.

Tab. 10.1: Vegetationsaufnahmen Wäldchen

Fortlaufende Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	Stetigkeit		
Blocknr.	301/49	301/49	301/49	317/63	317/63	317/63	325/17	325/47	332/14	332/14	335/38	337 13	337/19	337/19	337/19	351/16	4005/09	4006/20	4001/93	4006/20	absolut	prozentual	Klassen
Bebauungstyp	Wäldchen	Wäldchen	Wäldchen	Wäldchen	Wäldchen	Wäldchen	Wäldchen	Wäldchen	Villa	Villa	Parkanl.	Grünanl.	Wäldchen	Wäldchen	Wäldchen	Wäldchen	Grünanl.	Grünanl.	Friedhof	Grünanl.			
Flächengröße (m²)	120	100	200	75	35	100	180	400	150	180	200	140	300	400	500	400	25	130	200	200			
Datum der Aufnahme	23.09.1997	23.09.1997	23.09.1997	17.09.1997	17.09.1997	17.09.1997	06.10.1998	24.09.1998	21.09.1998	21.09.1998	22.09.1998	30.09.1997	28.091997	28.091997	28.091997	23.09.1998	1998	1998	1998	1998			
																	D	D	D	D			
Moosschicht	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Krautschicht	95	5	90	100	100	90	90	70	90	80	100	60	90	90	50	100	20	80	35	100			
Strauchschicht	80	30	10	30	80	50	60	70	5	60	20	80	70	60	10	-	-	30	50	80			
Baumschicht	50	100	90	100	80	95	80	90	90	80	70	80	90	100	100	100	100	40	100	65			
Spontane und subspontane Pflanzenarten der Krautschicht																							
Acer campestre	+	r	r				+	+		+		+				r		a	r	r	11	55	III
Acer cappadocium																			r		1	5	I
Acer platanoides	r	a	r				1	b	a	2	4	5	1	4	b	2		1	b	1	16	80	IV
Acer pseudoplatanus	r	r		r		+	r	b			r	+	r	+	a	a		b	r	r	15	75	IV
Aesculus hippocastanum								r			r				b					r	4	20	I
Agropyron repens																			a	r	2	10	I
Agrostis tenuis																			a		1	5	I
Ailanthus altissima								r													1	5	I
Alliaria petiolata	r		b				r	+	r	b	a	+		r		r		r		1	12	60	III
Allium ursinum																		r			1	5	I
Athyrium filix-mas	r		r																		2	10	I
Brachypodium sylvaticum			a															b			2	10	I
Bryonia dioica																			a		1	5	I
Buxus sempervirens										r											1	5	I
Carex sylvatica																		a		r	2	10	I
Carpinus betulus										r						r		r	a	a	5	25	II
Chelidonium majus																			a	b	2	10	I
Chenopodium album																				r	1	5	I
Clematis vitalba				r	1		r			r	r		r								6	30	II
Colutea arborescens																		r			1	5	I
Cornus mas																				a	1	5	I
Cornus sanguinea	+	+		r		r	a	r		+	r	+	b	+							11	55	III
Coronilla varia																				r	1	5	I

Corylus avellana								+			r					+		r			4	20	I
Crataegus monogyna	+	r	r				r	r		r	r					r		a			9	45	III
Dactylis glomerata																			r		1	5	I
Daucus carota																				r	1	5	I
Duchesnea indica																			1		1	5	I
Epilobium montanum																			r		1	5	I
Euonymus europaeus																				r	1	5	I
Euphorbia peplus																	r				1	5	I
Fagus sylvatica							r									r		r			3	15	I
Festuca rubra agg.																			+		1	5	I
Frangula alnus						r															1	5	I
Fraxinus excelsior	+	a	a	+		r	r	r	r	r	r				a	a	a	a		a	15	75	IV
Galium aparine																	r				1	5	I
Geranium robertianum								r													1	5	I
Geum urbanum	r						+	3	r		r	b	1	+	r	+		a	b	b	14	70	IV
Glechoma hederaceum												r						a	a		3	15	I
Hedera helix	9	+	7	10	9	9	7	3	9	6	8	b	7	8	4	8	1	6	1	6	20	100	V
Juglans regia								r												a	2	10	I
Laburnum anagyroides							r														1	5	I
Lamium galeobdolon													r								1	5	I
Lapsana communis																				r	1	5	I
Ligustrum vulgare	r		r			+	a	+		+	r	r				r			r	b	11	55	III
Lonicera pileata								r													1	5	I
Lonicera xylosteum	r	r					a													1	4	20	I
Mahonia aquifolium			r				+	r		r	r	r				r			r	a	9	45	III
Milium effusum											r										1	5	I
Poa nemoralis			a					r	r	a								a	r		6	30	II
Primula veris							+	a		r	r	r	+	r		r		r		r	10	50	III
Prunus avium							+														1	5	I
Prunus laurocerasus											r					r					2	10	I
Prunus padus	r																				1	5	I
Prunus spinosa								r				r									2	10	I
Quercus robur																			r		1	5	I
Ribes rubrum												r	r					r		a	4	20	I
Robinia pseudoacacia			r				+			r			r								4	20	I
Rosa canina			+				+			r						r					4	20	I
Rubus armeniacus											r		r								2	10	I
Rubus fruticosus agg.				r	b			+						+	r	r			b		7	35	II
Sambucus nigra						r	1	r	+	r	r		1	a	r	+				r	11	55	III
Solanum dulcamara																	b				1	5	I
Sorbus aucuparia								r										r	r		3	15	I

Stellaria media																	a		r		2	10	I
Symphoricarpos albus							r	a		a								r	r		5	25	II
Syringa vulgaris	+	+											r	r						a	5	25	II
Taxus baccata	r	r						r		+	r	r	r	r		r		+	r	r	12	60	III
Tilia cordata							r	r								r	b		a		5	25	II
Torilis japonica			a																		1	5	I
Ulmus glabra								r													1	5	I
Ulmus minor									r	+			+	r							4	20	I
Urtica dioica																			a	a	2	10	I
Urtica urens																	a				1	5	I
Viburnum lantana	r	r		r							r			+					r		6	30	II
Viola riviniana							r														1	5	I

Tab. 10.2: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Gebüsch

Fortlaufende Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Stetigkeit		
Blocknr.	301/ 37	302/ 07	303/ 03	304/ 19	304/ 47	305/ 43	323/ 14	331/ 07	332/ 23	352/ 47	352/ 72	354/ 08	356/ 09	absolut	prozentual	Klassen
Bebauungstyp	Spiel-pl.	Eh 2	Spiel-pl.	Grün-anl.	Spiel-pl.	Grün-anl.	Eh 2	Grün-anl.	Grün-anl.	Spiel-pl.	Br 2	Villa	Fried-hof			
Flächengröße (m^2)	70	120	160	25	20	50	60	80	80	70	100	20	20			
Datum der Aufnahme	25.09. 1997	26.09. 1998	11.10. 1998	21.09. 1997	18.09. 1997	22.09. 1997	06.10. 1998	05.10. 1998	26.09. 1997	08.09. 1997	19.09. 1998	19.09. 1998	18.09. 1998			
Moosschicht	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Krautschicht	50	90	90	30	60	60	40	30	80	50	20	100	70			
Strauchschicht	15	80	100	80	50	20	80	90	80	20	80	100	90			
Baumschicht	95	50	40	90	100	100	30	20	50	90	20	10	20			
Spontane und subspontane Pflanzenarten der Krautschicht																
Acer campestre	+	b	a	r		r		+	+	r	+	+	+	11	85	V
Acer platanoides	3	b	+	a			r	b	a	+		+	r	10	77	IV
Acer pseudoplatanus		b	r			a	r				r	+	+	7	54	III
Aegopodium podagraria		+		r										2	15	I
Aesculus hippocastanum					4	r								2	15	I
Agropyron repens											r			1	8	I
Ailanthus altissima		r												1	8	I
Alliaria petiolata	+	r	a								r			4	31	II
Arctium lappa			r											1	8	I
Arctium minus	r										r			2	15	I
Atriplex patula											r			1	8	I
Brachypodium pinnatum									r					1	8	I
Brachypodium sylvaticum			+											1	8	I
Carex sylvatica							r							1	8	I
Carpinus betulus	+						r					r		3	23	II
Chenopodium album												r		1	8	I
Clematis vitalba			b			1			r	+		+		5	38	II
Cornus sanguinea	+	+			r	r	a		r	r	+			8	62	IV
Corylus avellana		r					r				r			3	23	II
Crataegus monogyna	r	r	r	r		r		r	+	r				8	62	IV
Dactylis glomerata	r													1	8	I
Fraxinus excelsior	r	r	a											3	23	II
Geranium robertianum													r	1	8	I

Geum urbanum	r	r	r			r	b	r	a	+		+		9	69	IV
Hedera helix	1	7	7	3	1	4	3	1	6	6	1	9	6	13	100	V
Laburnum anagyroides									r					1	8	I
Lapsana communis			r											1	8	I
Ligustrum vulgare		b	+	r	+	r	+		r			r	r	9	69	IV
Lonicera pileata		r												1	8	I
Lonicera xylosteum		r	r	r	+				+	+			r	7	54	III
Mahonia aquifolium	+	r	+	+	+	+	r	a	1	+		r		11	85	V
Plantago major						r								1	8	I
Poa nemoralis	a		r											2	15	II
Prunella vulgaris	+													1	8	I
Prunus avium	+		b				r		r					4	31	II
Prunus laurocerasus		r					r							2	15	I
Prunus spinosa									r					1	8	I
Quercus robur	r					r								2	15	I
Rubus armeniacus			r											1	8	I
Rubus fruticosus agg.		r	a				r					r		4	31	II
Sambucus nigra	r	r	+	r		+	r		a	+	a	r		10	77	IV
Sorbus aucuparia													r	1	8	I
Syringa vulgaris								1				+		2	15	I
Taraxacum officinale agg.	r					r	r	r			r		r	6	46	III
Taxus baccata	+		r	r		r	r	+	+	+		r	r	10	77	IV
Torilis japonica	r													1	8	I
Ulmus minor											r			1	8	I
Urtica dioica		r												1	8	I
Viburnum lantana		r							+					2	15	I
Viburnum opulus		r												1	8	I
Viola reichenbachiana	+					r	a			+			1	5	38	II

Tab. 10.3: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Hecken-/Gebüschrand

Fortlaufende Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Blocknr.	301/ 28	301/ 37	303/ 06	304/ 19	304/ 41	304/ 47	305/ 43	4031/4 0	4001/8 8	4001/7 1	326/ 30	326/ 29	332/ 21	333/ 28	334/ 20	335/ 29	337/ 05	352/ 47	352/ 47	354/ 05
Bebauungstyp	Ind.	Spiel- pl.	Ze 2	Grün- anl.	B 3	Spiel- platz	Grün- anl.	Ze 2	Ze 2	Sport- anl.	Ze 2	B 3	Ze 2	Br 2	Ze 2	Gb 3	B 3	Spiel- pl.	Spiel- pl.	Sport- anl.
Flächengröße (m²)	6	15	15	3	6	10	60	20	3	20	15	7	6	5	20	4	9	7	10	9
Datum der Aufnahme	30.08. 1997	25.09. 1997	11.10. 1997	30.08. 1997	27.09. 1997	18.09. 1997	22.09. 1997	1998	1998	1998	03.10. 1997	03.10. 1997	15.09. 1997	30.09. 1997	29.09. 1997	30.09. 1997	02.10. 1997	08.09. 1997	08.09. 1997	24.09. 1997
								D	D	D										
Moosschicht	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-
Krautschicht	50	80	80	90	10	30	95	90	40	80	40	80	100	60	40	40	70	90	90	80
Strauchschicht	100	20	100	80	100	90	100	10	40	10	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Baumschicht	-	80	-	80	-	60	15	-	-	80	10	-	100	-	-	-	-	70	90	70

Spontane und subspontane Pflanzenarten der Krautschicht																					Stetigkeit		
																					absolut	prozentual	Klassen
Acer campestre		r	r			+	+	a		a	a	r	+	+		r			+	+	13	65	IV
Acer monspessulanum			r																		1	5	I
Acer platanoides		b	+	r								b								r	5	25	II
Acer pseudoplatanus	b	r	+				+		+			+	r			r					8	40	II
Acer saccharinum													r								1	5	I
Achillea millefolium agg.			r																		1	5	I
Aegopodium podagraria			1	4							+					1		7			5	25	II
Agropyron repens							r					b								+	3	15	I
Agrostis tenuis				r																	1	5	I
Ailanthus altissima											r			r							2	10	I
Ajuga reptans			r																		1	5	I
Alcea rosea			+																		1	5	I
Alliaria petiolata		a					r			1	+	a		r				r			7	35	II
Antirrhinum majus	r																				1	5	I
Arctium minus		b										r									2	10	I
Atriplex patula		2	r	r																	3	15	I
Bellis perennis								1													1	5	I
Berberis julianae						+															1	5	I
Brachypodium pinnatum										a											1	5	I
Bryonia dioica			r																		1	5	I
Calystegia sepium	1	a						a									1				4	20	I
Capsella bursa-pastoris						r															1	5	I
Cardaria draba									r	a											2	10	I

Carpinus betulus		r				r															2	10	I
Centaurea jacea															r						1	5	I
Cerastium holosteoides			r																		1	5	I
Chelidonium majus		r									a					+					3	15	I
Chenopodium album																				r	1	5	I
Cirsium arvense											+										1	5	I
Cirsium vulgare														r			r				2	10	I
Clematis vitalba	1	r					2				1	a					r				6	30	II
Convolvulus arvensis							r									a	r				3	15	I
Cornus sanguinea		r				+						a								+	4	20	I
Corylus avellana																+					1	5	I
Crataegus monogyna		r		r																	2	10	I
Dactylis glomerata		r									+	r			r						4	20	I
Duchesnea indica				4				4													2	10	I
Euonymus europaeus													r								1	5	I
Euphorbia helioscopia												+									1	5	I
Euphorbia peplus	r						r														2	10	I
Fagus sylvatica									+												1	5	I
Festuca rubra agg.		r						a		b											3	15	I
Fragaria vesca		+	+									r									3	15	I
Fraxinus excelsior				r																	1	5	I
Galinsoga ciliata																	+				1	5	I
Galium mollugo															r						1	5	I
Geranium pyrenaicum			r																		1	5	I
Geranium robertianum										a											1	5	I
Geum urbanum		3	b	+			1	b		2	b	2	r	b		+	+	1	6	1	15	75	IV
Glechoma hederaceum								1		1	+				1						4	20	I
Hedera helix		1	4	2	1	2	8			a		5	4	3	a	a	3	1	6	7	16	80	IV
Impatiens parviflora	b																				1	5	I
Kerria japonica			r	r																	2	10	I
Lamium purpureum																r					1	5	I
Lamium album	+														r						2	10	I
Lapsana communis				r													r				2	10	I
Ligustrum vulgare			r		r	r				+	r										5	25	II
Lolium perenne								a	r					r	1						4	20	I
Lonicera xylosteum							r					r							+		3	15	I
Mahonia aquifolium		r		+		+				r	+	b	+		r					r	9	45	III
Malva neglecta						r						r									2	10	I
Mercurialis annua																r					1	5	I
Mycelis muralis						a											r			r	3	15	I
Oxalis corniculata																	+				1	5	I

Philadelphus coronarius		r																			1	5	I
Plantago lanceolata							r							r	r						3	15	I
Plantago major		r					r					r			+						4	20	I
Plantago media	r	a																			2	10	I
Poa annua						r						r					r				3	15	I
Poa nemoralis		+	r							a											3	15	I
Poa trivialis																	+				1	5	I
Polygonum aviculare agg.											r							+			2	10	I
Potentilla anserina								b													1	5	I
Potentilla reptans								1		b		+			1						4	20	I
Prunella vulgaris		a					r	a													3	15	I
Prunus avium			+							b		r								+	4	20	I
Quercus robur										r		r									2	10	I
Ranunculus repens	+	r						a									r				4	20	I
Reynoutria japonica											r										1	5	I
Ribes rubrum			r									r									2	10	I
Robinia pseudoacacia								r				r									2	10	I
Rosa canina											r										1	5	I
Rubus fruticosus agg.										b										+	2	10	I
Rumex obtusifolius	+						r													r	3	15	I
Sambucus nigra		r		r			a				a	r		a	1	a					8	40	II
Sedum reflexum			r																		1	5	I
Senecio vulgaris																	+				1	5	I
Solanum dulcamara	b					b											r				3	15	I
Solidago canadensis										r		r									2	10	I
Sonchus arvensis									r												1	5	I
Sonchus oleraceus																r					1	5	I
Sorbus aucuparia												r									1	5	I
Stellaria media					r	r											+				3	15	I
Symphoricarpos rivularis	r																				1	5	I
Syringa vulgaris														a							1	5	I
Taraxacum officinale agg.	r	r	r	r	r	r		b		a	r	r		r		r	a				13	65	IV
Taxus baccata	r		r				r			r		+	+							+	7	35	II
Torilis japonica		a																			1	5	I
Trifolium repens		r																			1	5	I
Urtica dioica	1						+	1		b	r	a					r	a			8	40	II
Viola odorata							+					b									2	10	I
Viola reichenbachiana	a	r	2							r	1	1	2			6					8	40	II

Tab. 10.4: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Bodendecker

Fortlaufende Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	Stetigkeit		
Blocknr.	301/ 28	301/ 28	304/ 40	315/ 19	314/ 14	304/ 41	305/ 43	312/ 50	314/ 09	316/5	352/ 73	352/69	315/ 20	316/ 05	326/ 11	326/ 26	334/ 33	334/ 47	335/ 29	336/ 04	337/ 05	absolut	prozentual	Klassen
Bebauungstyp	Ind.	Ind.	Park-platz	Gb 3	Gb 3	B 3	Grün-anl.	Platz	Park-platz	B 3	Park-platz	B 3	Park-platz	B 3	Fried-hof	Br 2	Platz	Fried-hof	Gb 3	Ind.	B 3			
Flächengröße (m^2)	5	35	15	10	8	15	30	90	40	8	4	14	160	20	60	6	30	25	30	16	100			
Datum der Aufnahme	30.08. 1997	18.09. 1997	25.09. 1997	12.10. 1996	12.10. 1996	27.09. 1997	22.09. 1997	17.09. 1997	21.09. 1997	11.10. 1997	09.10. 1996	09.10. 1996	16.09. 1997	02.10. 1997	03.10. 1997	03.10. 1997	30.09. 1997	30.09. 1997	30.09. 1997	28.09. 1997	02.10. 1997			
Moosschicht	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1			
Krautschicht	5	5	10	<5	30	2	5	1	20	5	3	<1	2	<1	1	20	5	<1	20	10	20			
Strauchschicht	80	30	100	80	70	80	100	90	80	100	100	100	90	100	100	90	100	-	100	90	80			
Baumschicht	20	70	20	100	60	90	20	40	-	-	90	90	50	5	40	-	90	-	-	20	-			
Spontane und subspontane Pflanzenarten der Krautschicht																								
Acer campestre									r	r												2	10	I
Acer platanoides			r						r											r		3	14	I
Acer pseudoplatanus		r								+										r		3	14	I
Aegopodium podagraria		a														a						2	10	I
Agropyron repens			1			+	+	r	r				r	r	+		b	+	b	1		12	57	III
Ailanthus altissima									+				+									2	10	I
Alliaria petiolata		r					r		+	r												4	19	I
Amaranthus retroflexus	r								r													2	10	I
Apera spica-venti											b											1	5	I
Bromus sterilis												r									1	2	10	I
Bryonia dioica																					a	1	5	I
Calystegia sepium		+				+	b	a	a				+	r				r	a			9	43	III
Capsella bursa-pastoris																					r	1	5	I
Cardamine hirsuta																		r			+	2	10	I
Cardaria draba			a																		a	2	10	I
Carpinus betulus																r						1	5	I
Chenopodium album		r							r				r			a				r		5	10	II
Chenopodium hybridum		r																				1	5	I
Cirsium arvense			a						1				+			b	a				a	6	29	II
Cirsium vulgare		r				r			r													3	14	I
Clematis vitalba		r			+		+		r							a	r		1	a	r	9	43	III
Convolvulus arvensis			r		a										r		+	+				5	24	II
Crataegus monogyna							r															1	5	I

Crepis capillaris																				r	1	5	I
Dactylis glomerata										r											1	5	I
Daucus carota		+																			1	5	I
Digitaria sanguinalis									b												1	5	I
Echinochloa crus-galli		a						+													2	10	I
Epilobium collinum		r																			1	5	I
Erysimum cheiranthoides																r					1	5	I
Euphorbia peplus									a							b					2	10	I
Festuca rubra agg.		r																			1	5	I
Fraxinus excelsior				r						r					r	+					4	19	I
Galinsoga ciliata									r												1	5	I
Galium aparine					2																1	5	I
Geranium pratense																				r	1	5	I
Geum urbanum		r	r				r													+	4	19	I
Hedera helix									1											r	2	10	I
Kerria japonica																r					1	5	I
Mahonia aquifolium									r											r	2	10	I
Oxalis corniculata															r			r			2	10	I
Plantago lanceolata		r																			1	5	I
Plantago major		b																	+		2	10	I
Poa annua		r													r	r		r		r	5	24	II
Poa trivialis		a																			1	5	I
Polygonum aviculare agg.		r						r									r		r	r	2	10	I
Polygonum persicaria		r																			1	5	I
Potentilla reptans															r						1	5	I
Prunus avium														r							1	5	I
Quercus robur															r						1	5	I
Ranunculus repens		+																			1	5	I
Robinia pseudoacacia									r												1	5	I
Rubus fruticosus agg.					1															r	2	10	I
Rumex obtusifolius		b							r												2	10	I
Salix caprea		r	r																		2	10	I
Sambucus nigra							r														1	5	I
Senecio vulgaris		r													r						2	10	I
Solanum nigrum													r								1	5	I
Solidago canadensis		r											r								2	10	I
Sonchus arvensis		r						r	r											b	4	19	I
Sonchus asper									r						r			r			3	14	I
Sonchus oleraceus								a	+	r			a	r	r	b	r				8	38	II
Stellaria media		r		r				r												a	4	19	I
Taraxacum officinale agg.		r		r		r	r	r	r	r			r	r	r	+		r	r	1	14	67	IV

Tilia cordata									r													1	5	I
Trifolium repens		r																				1	5	I
Tussilago farfara		r																				1	5	I
Urtica dioica					+							r										2	10	I
Veronica persica																					r	1	5	I
Vicia angustifolia	+																					1	5	I
Vicia cracca															r							1	5	I
Vicia sepium															r					r		2	10	I
Vicia tetrasperma		r																				1	5	I

Tab. 10.5: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Rindenmulch

Fortlaufende Nr.	1	2	3	4	5
Blocknr.	352/ 62	335/ 70	351/ 29	352/ 49	356/ 06
Bebauungstyp	B 3	Gb 2	Park- anl.	B 3	Eh 2
Flächengröße (m^2)	90	120	60	30	60
Datum der Aufnahme	09.10. 1996	30.09. 1997	23.09. 1998	02.10. 1998	18.09. 1998
Moosschicht	-	-	-	-	-
Krautschicht	1	1	1	5	5
Strauchschicht	90	20	10	40	70
Baumschicht	10	-	-	-	<5

Spontane und subspontane Pflanzenarten der Krautschicht						Stetigkeit		
						ab- solut	pro- zen- tual	Klas- sen
Acer campestre				r		1	20	I
Acer platanoides				r		1	20	I
Agropyron repens			r	r	a	3	60	III
Athyrium filix-mas		r				1	20	I
Calystegia sepium		r				1	20	I
Cirsium arvense		r	+		r	3	60	III
Convolvulus arvensis				b	a	2	40	II
Euphorbia peplus				r	r	2	40	II
Galinsoga ciliata				r		1	20	I
Geum urbanum			r			1	20	I

Ligustrum vulgare	r					1	20	I
Mycelis muralis	r					1	20	I
Oxalis corniculata				r		1	20	I
Plantago lanceolata					r	1	20	I
Poa annua					r	1	20	I
Potentilla reptans					r	1	20	I
Ranunculus lanuginosus		r				1	20	I
Ranunculus repens					r	1	20	I
Robinia pseudoacacia			r			1	20	I
Rumex obtusifolius		+			r	2	40	II
Senecio vulgaris			r	r		2	40	II
Sonchus asper					r	1	20	I
Sonchus oleraceus				r		1	20	I
Stellaria media				+		1	20	I
Taraxacum officinale agg.	r	r	r	a	+	5	100	V
Trifolium pratense		r				1	20	I
Urtica dioica					r	1	20	I
Vicia cracca			r			1	20	I

Tab. 10.6: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Beet

Fortlaufende Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	Stetigkeit		
Blocknr.	351/ 31	352/ 74	352/ 68	352/ 27	351/ 31	316/ 02	316/ 05	321/ 61	326/ 11	326/ 39	332/ 21	333/ 02	333/ 07	333/ 28	334/ 20	334/ 20	334/ 47	337/ 05	337/ 05	356/ 09	absolut	prozentual	Klassen
Bebauungstyp	B 3	B 3	B 3	B 3	B 3	Platz	B 3	Eh 2	Friedhof	B 3	Ze 2	B 3	B 3	Br 2	Ze 2	Ze 2	Friedhof	B 3	B 3	Friedhof			
Flächengröße (m^2)	10	12	20	13	5	15	7	10	60	30	5	100	20	8	10	10	25	20	20	60			
Datum der Aufnahme	11.10. 1996	09.10. 1996	09.10. 1996	08.10. 1996	08.10. 1996	16.09. 1997	02.10. 1997	03.10. 1998	03.10. 1997	03.10. 1997	15.09. 1997	30.09. 1997	29.09. 1998	30.09. 1997	29.09. 1997	29.09. 1997	30.09. 1997	02.10. 1997	02.10. 1997	18.09. 1998			
Moosschicht	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-			
Krautschicht	5	90	20	5	5	90	80	20	80	60	10	95	50	40	1	1	<1	10	30	80			
Strauchschicht	40	-	40	80	50	15	40	5	-	5	40	-	20	30	-	-	-	-	-	5			
Baumschicht	-	-	-	100		5	-	-	40	-	10	80	-	5	-	-	-	-	-	30			
Spontane und subspontane Pflanzenarten der Krautschicht																							
Acer campestre											r			r	r						3	15	I
Acer platanoides													r								1	5	I
Acer pseudoplatanus											r										1	5	I
Aegopodium podagraria							b														1	5	I
Agropyron repens									r							+	r				3	15	I
Ailanthus altissima							r	r													2	10	I
Aquilegia vulgaris										r											1	5	I
Calystegia sepium						a											r	+			3	15	I
Capsella bursa-pastoris		r						r													2	10	I
Cardamine hirsuta	r								r	r							+				4	20	I
Cerastium holosteoides															r						1	5	I
Chenopodium album												r									1	5	I
Chenopodium polyspermum							r														1	5	I
Cirsium arvense	r												r		r						3	15	I
Cirsium vulgare			r		r						+										3	15	I
Clematis vitalba						r									r						2	10	I
Convolvulus arvensis									r	a							r			r	4	20	I
Cornus sanguinea										r											1	5	I
Digitaria sanguinalis																	r				1	5	I
Echinochloa crus-galli																	r				1	5	I
Epilobium collinum																				r	1	5	I
Erigeron canadensis						r		r													2	10	I
Euphorbia helioscopia							r											r			2	10	I

Euphorbia peplus	a				r			b		a	b		1	1			r	a		r	10	50	III
Festuca pratensis																	r				1	5	I
Fraxinus excelsior									r												1	5	I
Galinsoga ciliata												+							3		2	10	I
Galium mollugo															r						1	5	I
Geum urbanum					b						r										2	10	I
Lamium album											+										1	5	I
Lamium purpureum							r											r			2	10	I
Lapsana communis											r										1	5	I
Lolium perenne															r						1	5	I
Mahonia aquifolium														r							1	5	I
Mercurialis annua																		r	r		2	10	I
Mycelis muralis														b							1	5	I
Oxalis corniculata									r	a							+			r	4	20	I
Parthenocissus quinquefolia							r														1	5	I
Plantago major											r										1	5	I
Poa annua			r			r	+	b				r	r		r					+	8	40	II
Poa pratensis												+							a		2	10	I
Polygonum aviculare agg.											+								r		2	10	I
Polygonum persicaria																			a		1	5	I
Potentilla reptans									r	r											2	10	I
Prunella vulgaris															r						1	5	I
Ranunculus repens																	r	+		r	3	15	I
Robinia pseudoacacia													r								1	5	I
Rubus fruticosus agg.														r							1	5	I
Rumex acetosa			r																		1	5	I
Senecio vulgaris			r			r		+	r				r				r	b			7	35	II
Setaria viridis																				r	1	5	I
Solanum dulcamara					b																1	5	I
Solanum nigrum								r													1	5	I
Sonchus arvensis						+															1	5	I
Sonchus asper									r												1	5	I
Sonchus oleraceus	r					r	r	r	r			r	a		+	r	+	r			11	55	III
Stellaria media		5	+	a	+	r	1	a			+	b	3			+	r		a		13	65	IV
Taraxacum officinale agg.	r	r	b	r		+	r	+	r	r	r	r	b	+	+	r	r	b		r	18	90	V
Taxus baccata										r											1	5	I
Trifolium repens															r						1	5	I
Urtica dioica											r	r									2	10	I
Vicia sepium																	r				1	5	I
Viola odorata											r										1	5	I

Tab. 10.7: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Blumenkübel

Fortlaufende Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Blocknr.	304/ 40	315/ 16	315/ 18	304/ 41	304/ 41	304/ 41	312/ 50	313/ 25	334/ 33	334/ 39	352/ 03	352/ 28	315/ 20	316/ 02	316/ 05	314/ 44	317/ 49	331/ 21	332/ 21	333/ 20
Bebauungstyp	Park-platz	Gb 3	Gb 3	B 3	B 3	B 3	Platz	Gb 3	Platz	B 3	B 3	B 3	Park-platz	Platz	B 3	Gb 3	B 3	Eh 2	Ze 2	B 3
Flächengröße (m²)	2	2	7	1	1	1	3	1	7	4	6	1	5	1	4	3	0,5	2	1	1
Datum der Aufnahme	25.09. 1997	12.10. 1996	12.10. 1996	27.09. 1997	27.09. 1997	27.09. 1997	17.09. 1997	26.09. 1997	30.09. 1997	22.09. 1998	09.10. 1996	08.10. 1996	16.09. 1997	16.09. 1997	02.10. 1997	23.09. 1998	23.09. 1998	20.09. 1998	15.09. 1997	22.09. 1998
Moosschicht	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Krautschicht	20	<5	90	90	30	30	30	<1	100	10	<1	70	100	10	<1	90	30	1	15	60
Strauchschicht	80	-	-	-	-	-	100	100	40	50	90	100	-	100	80	5	40	90	-	-
Baumschicht	-	-	-	-	-	-	40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Spontane und subspontane Pflanzenarten der Krautschicht																				
Ailanthus altissima			r																	
Amaranthus blitoides							r													
Calystegia sepium					+		a													
Cardamine hirsuta			a			r									r					r
Chelidonium majus						3														
Chenopodium album	+																			
Convolvulus arvensis																r				
Euphorbia peplus		r			r													r		
Galinsoga ciliata				6	b				r		r		r	a			1			
Glechoma hederaceum				+																
Lamium album																r				
Lamium purpureum													r							
Lapsana communis					r															
Melissa officinalis					r															
Oxalis corniculata				2																
Plantago major																		r		
Poa annua	+																			
Polygonum aviculare agg.	a																			
Polygonum persicaria				a																
Potentilla sterilis	+																			
Ranunculus repens				r							r									
Sagina procumbens										r										
Sonchus oleraceus		r			r							r					a			2

Stetigkeit		
absolut	prozentual	Klassen
1	5	I
1	5	I
2	10	I
4	20	I
1	5	I
1	5	I
1	5	I
1	5	I
3	15	I
7	35	II
1	5	I
1	5	I
1	5	I
1	5	I
1	5	I
1	5	I
1	5	I
1	5	I
1	5	I
1	5	I
1	5	I
2	10	I
1	5	I
5	25	II

Stellaria media		+	b	r		r	+		+	1			a	a	+	a	2	r	1	3	15	75	IV
Taraxacum officinale agg.	2							r		r									r	r	5	25	II
Tussilago farfara													r								1	5	I
Urtica dioica				+																	1	5	I
Veronica persica																	r				1	5	I
Vicia sepium					r																1	5	I
Vicia tetrasperma										r											1	5	I

Tab. 10.8: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Wiese

Fortlaufende Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Blocknr.	314/09	333/27	334/20	335/29	336/04	4001/58	4001/88	4001/88	4006/09	4006/20	4001/88	4006/09	4001/93	4001/93	4001/58	4001/58	4001/58	335/14	4007/01	335/14
Bebauungstyp	Gb 3	Br 2	Ze 2	Gb 3	Kleingart.	Eh 2	Ze 2	Ze 2	Br 2	Grünanl.	Ze 2	Br 2	Friedhof	Friedhof	Eh 2	Eh 2	Eh 2	Grünanl.	Grünanl.	Grünanl.
Flächengröße (m²)	10	70	25	80	120	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	20	25	20
Datum der Aufnahme	11.10.1996	30.09.1997	30.09.1997	30.09.1997	01.10.1997	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998
						D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	P	P	P
Moosschicht	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Krautschicht	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	90	100	100	100	100	90
Strauchschicht	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Baumschicht	30	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Spontane und subspontane Pflanzenarten der Krautschicht																				
Acer campestre										r										
Acer platanoides										r						r				
Achillea millefolium agg.		b	a		a	b	a	b			a		1	1	b	b	1	b	1	a
Aegopodium podagraria										a										
Agropyron repens	1	+			5	a			r	r										
Agrostis tenuis										b										
Ajuga reptans										b										
Alopecurus pratensis																			a	
Anthriscus sylvestris	r									2								b		
Arctium lappa																				r
Arctium minus		b																		
Arrhenatherum elatius		1			1	6	a	6		2	4		4	2	b	6	6	1	1	2

Stetigkeit		
absolut	prozentual	Klassen
1	5	I
2	10	I
15	75	IV
1	5	I
6	30	II
1	5	I
1	5	I
1	5	I
1	5	I
3	15	I
1	5	I
1	5	I
15	75	IV

Artemisia vulgaris		+			r	a					r										4	20	I
Atriplex patula															r						1	5	I
Bellis perennis								a	a	b	a										4	20	I
Brachypodium pinnatum												a									1	5	I
Bromus sterilis			7							a											2	10	I
Calystegia sepium					+				a			b									3	15	I
Campanula rotundifolia					r																1	5	I
Capsella bursa-pastoris				r																	1	5	I
Cardamine hirsuta									a												1	5	I
Cardaria draba					+		a	a		r	a										5	25	II
Carex muricata									a												1	5	I
Carum carvi		a	1																		2	10	I
Centaurea scabiosa			r																		1	5	I
Cerastium holosteoides				r		a	a	r	a	b	a				b						8	40	II
Chelidonium majus												b									1	5	I
Cirsium arvense				r	b		r	b		a	a	4	r	r			1			b	11	55	III
Cirsium oleraceum																		+			1	5	I
Cirsium vulgare									a												1	5	I
Clematis vitalba					r						r										2	10	I
Convolvulus arvensis	r	r			b	b	b	1			a		b	a	a	b	1				12	60	III
Coronilla varia			1																		1	5	I
Crepis biennis	+												a	a				+		+	5	25	II
Crepis capillaris					r	a		r	b		r	b									6	30	II
Cruciata laevipes	+																				1	5	I
Dactylis glomerata	a	+	a	a	1		b	b	r	2	a		b	a		b	1		1	4	16	80	IV
Daucus carota					b		a								b	b	r				5	25	II
Echinochloa crus-galli		r																			1	5	I
Erigeron annuus		r																			1	5	I
Erigeron canadensis		r				b	a	b			a		b	a	a	b	b				10	50	III
Euphorbia cyparissias					r																1	5	I
Euphorbia peplus												r									1	5	I
Festuca arundinacea		6					1	b	b		1										5	25	II
Festuca pratensis				r						a									2	b	4	20	I
Festuca rubra agg.		+		2	1	a			a	b					b		r		b		9	45	III
Fragaria vesca										r											1	5	I
Galium mollugo				b	r	b	b	b	b	a	a		b	b	b	1	a	a	2	b	16	80	IV
Geranium pratense			+					r						b				2	3	+	6	30	II
Geranium pusillum								r			b		r								3	15	I
Geum urbanum				r																	1	5	I
Glechoma hederaceum				a				a		b	a								r		5	25	II
Hedera helix												r									1	5	I

Heracleum sphondylium						b							a	4				a	+	a	6	30	II
Holcus lanatus								1		a											2	10	I
Hordeum murinum		+																			1	5	I
Hypericum perforatum					r		r				b										3	15	I
Hypochoeris radicata			r																		1	5	I
Knautia arvensis																			1		1	5	I
Lamium album								r					a							a	3	15	I
Lapsana communis															a						1	5	I
Lathyrus pratensis																		+	a		2	10	I
Leontodon autumnalis				1			a	a													3	15	I
Leucanthemum vulgare										b									1		2	10	I
Listera ovata										b											1	5	I
Lolium multiflorum													1	1							2	10	I
Lolium perenne	5		+	3		a		r	a	b					b		a			a	10	50	III
Lotus corniculatus			r			a	a				a		a				a		+		7	35	II
Lysimachia nummularia										b									r		2	10	I
Medicago lupulina	r	r		r		a		r		r	a								a		8	40	II
Medicago sativa													b	b	r	a	a				5	25	II
Oxalis corniculata									a			1									2	10	I
Pastinaca sativa		+																			1	5	I
Phleum pratense	r																				1	5	I
Phyteuma spicatum																			r		1	5	I
Picris hieracioides					b																1	5	I
Pimpinella saxifraga						b										a	a				3	15	I
Plantago lanceolata	r	+	r	r	r	b	4	b	1	a	b	b		a	b		b				15	75	IV
Plantago major	r			r				r	r											r	5	25	II
Plantago media				1		b	b			r	a				1	b	a		+		9	45	III
Plantago lanceolata													b								1	5	I
Poa annua										r											1	5	I
Poa pratensis				+						r									a		3	15	I
Poa trivialis										1	b								2		3	15	I
Polygonum aviculare agg.				r		a									r					+	4	20	I
Polygonum persicaria										r											1	5	I
Potentilla reptans					r								a	r					a		4	20	I
Prunella vulgaris				a			b	a	a	b	r										6	30	II
Ranunculus acris	r									r			r	r					b	+	6	30	II
Ranunculus bulbosus										a											1	5	I
Ranunculus repens	a			r	r		a		2		a	1						a			8	40	II
Reseda lutea	r																				1	5	I
Reynoutria japonica									a												1	5	I
Rubus caesius					r																1	5	I

Rubus fruticosus agg.								r				r									2	10	I
Rumex acetosa										r											1	5	I
Rumex acetosella																			r		1	5	I
Rumex obtusifolius		1		a	a		b	a	a	a		b	r	b		b		+		b	13	65	IV
Salvia officinalis						1									1	a	a				4	20	I
Salvia pratensis																			3		1	5	I
Senecio erucifolius							r	r	b		r										4	20	I
Setaria verticillata												a									1	5	I
Solanum dulcamara												b									1	5	I
Solanum nigrum												a									1	5	I
Solidago canadensis	r				r		a	r													4	20	I
Sonchus arvensis						r			r			a									3	15	I
Sonchus asper												b									1	5	I
Sonchus oleraceus								r	r			a									3	15	I
Symphytum officinale																		+			1	5	I
Tanacetum parthenium												a									1	5	I
Taraxacum officinale agg.	r	b	+	2	+	b	b	1	6	b		2	b	a			a	+	+		16	80	IV
Torilis japonica													a	b		b	b				4	20	I
Tragopogon dubius							a	r													2	10	I
Trifolium pratense	a	a	2		1	1	4	1	b	1	1	a	r	a	4	b	b	a	+	b	19	95	V
Trifolium repens	3			1		b		a	1	b		b			a	r		1			10	50	III
Trisetum flavescens													b	b	r			2	1		5	25	II
Urtica dioica		1			a			a	a			b	r								6	30	II
Veronica arvensis											a								a		2	10	I
Veronica chamaedrys										1		r						+	a		4	20	I
Veronica filiformis										r											1	5	I
Veronica persica											a										1	5	I
Vicia angustifolia																			+		1	5	I
Vicia hirsuta								a													1	5	I
Vicia sativa											1										1	5	I
Vicia sepium	r				r		b	r					b	b			r	+	1		9	45	III
Vicia tenuissima							r														1	5	I
Vicia tetrasperma					+																1	5	I

Tab. 10.9: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Rasen unter Baum

Fortlaufende Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	Stetigkeit		
Blocknr.	301/37	304/19	304/47	305/43	314/16	326/30	331/07	332/12	332/15	332/21	332/23	332/40	334/20	352/41	353/14	354/08	4006/09	4006/20	4031/40	4031/40	absolut	prozentual	Klassen
Bebauungstyp	Spielplatz	Grünanl.	Spielplatz	Grünanl.	Gb 2	Ze 2	Grünanl.	Grünanl.	Villa	Ze 2	Grünanl.	Eh 2	Ze 2	Friedhof	Grünanl.	Villa	B 3	Grünanl.	Ze 2	Ze 2			
Flächengröße (m²)	65	35	16	12	70	25	40	70	30	12	35	80	8	12	40	40	2	45	6	45			
Datum der Aufnahme	25.09.1997	21.09.1997	18.09.1997	22.09.1997	05.10.1998	03.10.1997	05.10.1998	21.09.1998	21.09.1998	15.09.1997	26.09.1997	20.09.1998	29.09.1997	08.09.1997	02.10.1998	19.09.1998	1998	1998	1998	1998			
																	D	D	D	D			
Moosschicht	5	-	-	<1	-	20	-	-	-	5	-	-	3	-	-	<5	-	-	-	-			
Krautschicht	10	40	20	90	80	30	30	50	80	40	70	80	30	20	40	20	45	40	40	35			
Strauchschicht	-	-	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Baumschicht	100	100	100	100	100	100	90	100	80	100	100	60	100	100	100	90	90	100	60	100			
Spontane und subspontane Pflanzenarten der Krautschicht																							
Acer campestre			r																		1	5	I
Agropyron repens		r					r		r					r		r					5	25	II
Agrostis stolonifera					a							r			r						3	15	I
Alliaria petiolata																+		r			2	10	I
Angelica silvestris												r									1	5	I
Aquilegia vulgaris																	r				1	5	I
Arctium minus	r														r						2	10	I
Bellis perennis	r	r	r		+	r	+		r	r					r			a		a	11	55	III
Brachypodium sylvaticum																	r				1	5	I
Capsella bursa-pastoris	r		r	+								+			r			b			6	30	II
Cardamine hirsuta																		r			1	5	I
Cardamine pratensis																		r			1	5	I
Carex muricata																	b				1	5	I
Cerastium holosteoides					r			r	r			r					a	a		a	7	35	II
Chelidonium majus																		r			1	5	I
Cirsium arvense														r	r						2	10	I
Clematis vitalba				r																	1	5	I
Convolvulus arvensis						+								a							2	10	I
Dactylis glomerata			r		r		r	r		r		r			r	+		a		a	10	50	III
Deschampsia cespitosa																			1	b	2	10	I
Digitaria sanguinalis																	r				1	5	I
Duchesnea indica																				b	1	5	I

Euphorbia peplus														r	r						2	10	I
Festuca rubra agg.					4					+		r					r				4	20	I
Fragaria vesca					r							+									2	10	I
Galium mollugo					r	r									r						3	15	I
Geranium molle					r																1	5	I
Geranium robertianum																r					1	5	I
Geum urbanum	+			r		r	r	r	+		r		+		a			r			10	50	III
Glechoma hederaceum			a			1					1	2						a	2		6	30	II
Hedera helix										r		r		+			b				4	20	I
Hordeum murinum									r	b		1			r	+					5	25	II
Lamium album																+					1	5	I
Lamium purpureum																r					1	5	I
Lapsana communis																	r				1	5	I
Leontodon autumnalis				r					r		+										3	15	I
Leontodon hispidus																	a				1	5	I
Lolium perenne	1	1	b	2	2	1	2	1	6	b	3	2	3	1	2	r	a	b	b	a	20	100	V
Lysimachia nummularia																	a				1	5	I
Mahonia aquifolium															r						1	5	I
Malva neglecta		a	r									1									3	15	I
Medicago lupulina							+										r				2	10	I
Oxalis corniculata														+							1	5	I
Plantago lanceolata				r		r	r			r		+						r			6	30	II
Plantago major	+	r	r	1	a		+	a	+	a	1		a	r	b	+	1	b			16	80	IV
Plantago media	r		r	+		a	r	a	r	a	r				r					a	11	55	III
Poa annua					1		a			r				r	b			1			6	30	II
Poa pratensis											+				r						2	10	I
Poa trivialis																r					1	5	I
Polygonum aviculare agg.	+	3	1	4			1	3	1	a	2	1		+	1	1		r			14	70	IV
Potentilla reptans						1			1								2				3	15	I
Prunella vulgaris	a				+			+		+	+	r	b		r			a	a	b	11	55	III
Prunus avium						r															1	5	I
Ranunculus ficaria																		1			1	5	I
Ranunculus repens			a						r									r			3	15	I
Rosa canina											r										1	5	I
Rumex obtusifolius			r													+				r	3	15	I
Sambucus nigra										a					+					a	3	15	I
Senecio erucifolius																	r				1	5	I
Solanum nigrum			r										r								2	10	I
Sonchus arvensis																	a				1	5	I
Sonchus asper												r		r							2	10	I
Sonchus oleraceus															r						1	5	I

Stellaria media				r	+	r	+	b	a	r	r	r		+	r						11	55	III
Taraxacum officinale agg.	r	+	r	r	+	a	a	+	r	r	r	a		+	b	a	a	b	b	a	19	95	V
Torilis japonica	r																				1	5	I
Trifolium pratense																r					1	5	I
Trifolium repens	r	r	r		+		r		r	r	1	+			r	+			a		12	60	III
Urtica dioica														r							1	5	I
Veronica chamaedrys																	b			a	2	10	I
Veronica filiformis					r																1	5	I
Veronica hederifolia																		r			1	5	I
Viola odorata					r					+											2	10	I
Viola riviniana																			a	1	2	10	I

Tab. 10.10: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Rasen

Fortlaufende Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	Stetigkeit		
Blocknr.	301/ 37	303/ 03	303/ 06	304/ 19	311/ 09	304/ 41	304/ 47	305/ 43	312/ 43	316/ 05	326/ 11	326/ 26	326/ 30	326/ 39	332/ 21	332/ 23	334/ 20	334/ 47	337/ 05	338/ 60	352/ 07	absolut	prozentual	Klassen
Bebauungstyp	Spiel-pl.	Spiel-pl.	Ze 2	Grün-anl.	Grün-anl.	B 3	Spiel-pl.	Grün-anl.	Br 2	B 3	Fried-hof	Br 2	Ze 2	B 3	Ze 2	Grün-anl.	Ze 2	Fried-hof	B 3	Wein-berg	Gb 3			
Flächengröße (m^2)	80	50	60	400	80	80	140	110	60	20	25	50	100	15	15	150	25	9	20	70	60			
Datum der Aufnahme	25.09. 1997	11.10. 1997	11.10. 1997	30.08. 1997	12.10. 1996	27.09. 1997	18.09. 1997	22.09. 1997	01.10. 1997	02.10. 1997	03.10. 1997	03.10. 1997	03.10. 1997	03.10. 1997	15.09. 1997	26.09. 1997	30.09. 1997	30.09. 1997	02.10. 1997	01.10. 1997	24.09. 1997			
Moosschicht	5	5	40	-	-	40	-	40	-	20	20	70	10	80	10	-	10	-	30	10	3			
Krautschicht	95	100	90	100	100	70	100	80	100	80	90	50	90	80	90	100	100	100	90	100	100			
Strauchschicht	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	-			
Baumschicht	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	30	-	-	-	10	-	-	-	10	-	-			
Spontane und subspontane Pflanzenarten der Krautschicht																								
Acer campestre																				r		1	5	I
Achillea millefolium agg.				a		r		a		r			2	r								6	29	II
Agropyron repens			r	r				1										r		a		5	24	II
Agrostis tenuis				a						+											a	3	14	I
Ajuga reptans	r																					1	5	I
Alcea rosea			r																			1	5	I
Alliaria petiolata															r							1	5	I
Arctium minus	r																					1	5	I

Aster novi-belgii agg.																			+		1	5	I
Atriplex patula																			b		1	5	I
Bellis perennis	+	1	b	r	1	a	r	b			1	r	+	r			2				a	14	67	IV
Betula pendula						r																1	5	I
Brassica napus				r																		1	5	I
Bromus sterilis																			2			1	5	I
Capsella bursa-pastoris	r																			+		2	10	I
Cardamine hirsuta								r										r				2	10	I
Cardamine pratensis					r																	1	5	I
Cardmine impatiens																				b		1	5	I
Carum carvi										r												1	5	I
Centaurea jacea						r																1	5	I
Cerastium holosteoides			+	r		r		r		+		r										6	29	II
Cirsium vulgare								r				r										2	10	I
Clematis vitalba																			+			1	5	I
Convolvulus arvensis																		+				1	5	I
Cornus sanguinea																			+			1	5	I
Crepis capillaris			r			+							+						r			4	19	I
Cynosurus cristatus																					r	1	5	I
Dactylis glomerata			r	+		r	+	r		+		+		r	r	r			+			11	52	III
Daucus carota																			1			1	5	I
Epilobium collinum																			r			1	5	I
Erigeron canadensis																					r	1	5	I
Euphorbia peplus																		r		+		2	10	I
Festuca arundinacea				r										1								2	10	I
Festuca pratensis			b	r					r				b									4	19	I
Festuca rubra agg.			1			2		r					1						1			5	24	II
Fragaria vesca			1																b	r		3	14	I
Galium mollugo			+				r												1			3	14	I
Geranium dissectum																				r		1	5	I
Geranium molle			b																	r		2	10	I
Geranium robertianum																				r		1	5	I
Geum urbanum	r	r	r	r				r		r				r			r		+	b		10	48	III
Glechoma hederaceum				r		+	a			b			1			a			+	a		8	38	II
Hordeum murinum		+													r							2	10	I
Lactuca serriola																				r		1	5	I
Lamium album																				+		1	5	I
Lapsana communis																				+		1	5	I
Leontodon autumnalis				r		r		r							r	r						5	24	II
Leucanthemum vulgare						r																1	5	I
Ligustrum vulgare																				r		1	5	I

Lolium perenne	4	8	2	7	3		4	2	6	6	4	3	b		8	5	6	8	6	5	7	19	90	V
Malva neglecta							1															1	5	I
Medicago lupulina										r										+		2	10	I
Oxalis corniculata										+	+							r				3	14	I
Parthenocissus quinquefolia																				r		1	5	I
Plantago lanceolata	r		a		+			r		r	a		b	a		a			1	r		11	52	III
Plantago major	3	+		+	2	a	1	a	1	a						+	b	+	a		1	14	67	IV
Plantago media	a	a	2	r				a			1	1	2	r	1	r				r		12	57	III
Poa angustifolia																				b		1	5	I
Poa annua	+	+			b	b	+	a	r	a						+	a	r			r	12	57	III
Poa pratense	1				3																	2	10	I
Poa trivialis							r									+				r		3	14	I
Polygonum aviculare agg.	1	r		a			1	r							r	+		r		r	r	10	48	III
Potentilla reptans										+	2	1	2	7				b				6	29	II
Primula elatior						r																1	5	I
Prunella vulgaris	a	+	1	a		1		2		1	b	a	a	a	b	+	a	+	+			16	76	IV
Ranunculus repens	+		a		r	b	a		a	+		r	r	+		1	+	+			a	14	67	IV
Rubus fruticosus agg.																				r		1	5	I
Rumex obtusifolius		+					+	r	+	b	+											6	29	II
Sanguisorba officinalis										r												1	5	I
Sisymbrium officinale									r													1	5	I
Solidago canadensis																				r		1	5	I
Sonchus arvensis																		r				1	5	I
Sonchus asper																				r		1	5	I
Sonchus oleraceus																		r		r		2	10	I
Stellaria media															r					r	+	3	14	I
Taraxacum officinale agg.	r	a	r	a	r	1	r	a	+	+	a	+	b	1	+	a	b	b	+	2	b	21	100	V
Trifolium pratense							+													a		2	10	I
Trifolium repens	1	b		2		2	2	2	3		+	1	+	r	+	4	1	b	a		1	17	81	V
Urtica dioica																				r		1	5	I
Veronica chamaedrys				+																		1	5	I
Veronica filiformis					b			+		r					+							4	19	I
Veronica hederifolia															+							1	5	I
Veronica persica																				r		1	5	I
Veronica serpyllifolia																		r				1	5	I
Vicia cracca																				r		1	5	I
Viola odorata			b			1		r		+												4	19	I

Tab. 10.11: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Rasengitterstein

Fortlaufende Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	Stetigkeit		
Blocknr.	305/35	4005/11	4006/27	4006/09	325/01	331/05	332/10	333/23	333/23	333/32	334/33	335/28	335/29	336/01	336/04	337/05	315/18	355/11	4005/09	4001/85	absolut	prozentual	Klassen
Bebauungstyp	B 3	Gb 3	B 3	B 3	Gb 2	Eh 2	Eh 2	Ze 2	Ze 2	Br 2	Platz	Gb 3	Gb 3	Ind.	Ind.	B 3	Eh 1	Ze 2	Grünanl.	Eh 2			
	20	30	16	30	20	16	10	30	15	10	7	80	13	40	40	25	25	18	30	30			
Datum der Aufnahme	26.09.1998	1998	1998	1998	02.10.1998	20.09.1998	21.09.1998	22.09.1998	21.09.1998	22.09.1998	30.09.1997	03.10.1997	30.09.1997	29.09.1998	28.09.1997	02.10.1997	23.09.1998	09.09.1997	1998	1998			
		D	D	D																			
Moosschicht	10	-	-	-	2	1	1	1	5	5	-	10	5	30	-	30	5	-	-	-			
Krautschicht	40	60	40	60	40	50	30	50	50	30	40	60	60	20	50	20	50	40	35	70			
Strauchschicht	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Baumschicht	5	-	-	-	50	-	-	-	-	-	60	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Spontane und subspontane Pflanzenarten der Krautschicht																							
Acer campestre								r													1	5	I
Achillea millefolium agg.						r			+			b			b				r	b	6	30	II
Agrimonia eupatoria			r																		1	5	I
Agropyron repens	r		r																		2	10	I
Ailanthus altissima						r															1	5	I
Anagallis arvensis			b	1																	2	10	I
Arenaria serpyllifolia			a	b																	2	10	I
Atriplex hastata															a						1	5	I
Atriplex patula					r																1	5	I
Bellis perennis								r		r		r									3	15	I
Betula pendula	r	r				r		r													4	20	I
Buddleja davidii							r														1	5	I
Capsella bursa-pastoris	r		r		r			r					a	b		r			a	a	9	45	III
Cardamine hirsuta	r												r			a					3	15	I
Cerastium holosteoides			a	b	a	r								+						b	6	30	II
Chaenorrhinum minus															r						1	5	I
Chelidonium majus				a																	1	5	I
Chenopodium album						r									b						2	10	I
Cirsium arvense	r								r												2	10	I
Clematis vitalba					r			r						r						b	4	20	I
Convolvulus arvensis																				2	1	5	I
Cornus sanguinea																				a	1	5	I
Cotoneaster salicifolius	r																				1	5	I

Crepis capillaris	r		1		b	r	r	+												a	7	35	II
Cymbalaria muralis				a																	1	5	I
Dactylis glomerata	r				r			r						r						r	5	25	II
Daucus carota			r					r												r	3	15	I
Digitaria sanguinalis																				b	1	5	I
Echinochloa crus-galli															r						1	5	I
Epilobium collinum	r													r				r			3	15	I
Erigeron annuus				+											r						2	10	I
Erigeron canadensis	r				+				r			+		+	r	r				1	8	40	II
Erophila verna				r																	1	5	I
Euphorbia exigua			r																		1	5	I
Euphorbia peplus			a	r	r		r	r		r											6	30	II
Fallopia convolvulus															r					a	2	10	I
Festuca arundinacea			a																		1	5	I
Festuca ovina												5									1	5	I
Festuca rubra agg.	1		b	2	1	3	a	3	2	+				+	b		1	+	1	1	15	75	IV
Fragaria vesca				a																	1	5	I
Geranium robertianum						r															1	5	I
Geum urbanum	r		r	r	r		r	r		r				r		r		a			10	50	III
Glechoma hederaceum	r							r		r											3	15	I
Hedera helix	r																				1	5	I
Hieracium sabaudum								r													1	5	I
Hypochoeris radicata						r						1									2	10	I
Lamium maculatum			r																		1	5	I
Leontodon autumnalis				+		r	+	r	r					r							6	30	II
Lepidium ruderale											r										1	5	I
Lolium perenne	+	5	+	a		1		a	a	1				a					2	r	11	55	III
Lonicera pileata						r	r		r												3	15	I
Lotus corniculatus									+												1	5	I
Medicago lupulina			a		a									r						b	4	20	I
Melissa officinalis							r														1	5	I
Oenothera biennis															r						1	5	I
Oxalis corniculata			+	b												r					3	15	I
Plantago lanceolata			r			r		r				r	r								5	25	II
Plantago major	1	+		1	+	b	b	b	+	a	1		2	a		b	2	b	b	b	17	85	V
Plantago media	r		b		+			r	a												5	25	II
Poa annua	b		r		a	1	a	1		2	r		2	1		1	b	1	a	a	15	75	IV
Poa trivialis		1																			1	5	I
Polygonum aviculare agg.			a	a	a		r				3		2	a	+	a	b	2	a	b	13	65	IV
Polygonum persicaria						r									r						2	10	I
Portulaca oleracea													a								1	5	I

Potentilla anserina	r																				1	5	I
Potentilla reptans	r																				1	5	I
Prunella vulgaris	1	r		1				r	r								r				6	30	II
Ranunculus repens	r		a		r		r	+									r				6	30	II
Robinia pseudoacacia					r			r													2	10	I
Rumex obtusifolius															r						1	5	I
Sagina procumbens							r							r		a	+		a	a	6	30	II
Salix caprea	r							r	+												3	15	I
Sambucus nigra																				r	1	5	I
Sedum acre			a																		1	5	I
Sedum album																				r	1	5	I
Senecio viscosus															+						1	5	I
Senecio vulgaris	r				r	r								r						r	5	25	II
Setaria verticillata																				a	1	5	I
Sisymbrium officinale			+																		1	5	I
Solidago canadensis										r				r						r	3	15	I
Sonchus arvensis																				a	1	5	I
Sonchus asper		a	r	r													r				4	20	I
Sonchus oleraceus	r		+	r	r		r	+				+	r	r	a	r				r	12	60	III
Stellaria media			r		a																2	10	I
Taraxacum officinale agg.	r	+	b	1	2	r	2	+	r	+		r	r	a		b	r	r		b	17	85	V
Tragopogon dubius																				r	1	5	I
Trifolium pratense			a					r	a			+									4	20	I
Trifolium repens									r	r				a	+		+		a	r	7	35	II
Tripleurospermum inodorum			r	a		r															3	15	I
Verbascum densiflorum									+												1	5	I
Verbascum thapsus															+						1	5	I
Veronica arvensis																				1	1	5	I
Veronica persica		r				r															2	10	I
Veronica serpyllifolia			a																		1	5	I
Viola odorata									a												1	5	I
Viola riviniana					r																1	5	I

Tab. 10.12: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Pflasterritzen

Fortlaufende Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	Stetigkeit		
Blocknr.	304/ 40	315/ 15	315/18	314/ 14	304/ 41	311/ 09	312/ 43	312/ 50	313/ 25	314/ 09	334/ 33	352/ 61	317/ 03	352/ 28	351/ 34	315/ 20	316/ 02	317/ 70	326/ 39	304/ 19	absolut	prozentual	Klasse
Bebauungstyp	Parkplatz	Gb 3	Gb 3	Gb 3	B 3	Parkplatz	Br 2	Platz	Gb 3	Parkplatz	Platz	B 3	B 3	B 3	B 3	Parkplatz	Platz	B 3	B 3	Grünanl.			
Flächengröße (m²)	30	30	15	5	9	25	30	20	4	100	60	9	5	30	5	60	20	30	6	60			
Datum der Aufnahme	25.09. 1997	12.10. 1996	12.10. 1996	12.10. 1996	27.09. 1997	31.08. 1997	01.10. 1997	17.09. 1997	26.09. 1997	21.09. 1997	30.09. 1998	09.10. 1996	08.10. 1996	08.10. 1996	08.10. 1996	16.09. 1997	16.09. 1997	05.10. 1998	03.10. 1997	30.08. 1997			
Moosschicht	3	<5	<5	1	-	5	5	3	-	<1	3	-	1	1	-	2	3	< 1	5	5			
Krautschicht	10	5	<5	<5	30	5	10	3	<1	2	1	15	1	-	<1	2	3	1	2	5			
Strauchschicht	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Baumschicht	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30	-	-	-	40	-	-	-	70			
Spontane und subspontane Pflanzenarten der Krautschicht																							
Acer platanoides											r										1	5	I
Agropyron repens							r														1	5	I
Arenaria serpyllifolia							r														1	5	I
Auquilegia vulgaris																			r		1	5	I
Bellis perennis																			r		1	5	I
Betula pendula																	+			r	2	10	I
Bromus sterilis																			+		1	5	I
Buddleja davidii																	r				1	5	I
Capsella bursa-pastoris	r																			r	2	10	I
Cardamine hirsuta							r													r	2	10	I
Cerastium holosteoides							r			a									r		3	15	I
Chelidonium majus																			r		1	5	I
Chenopodium album							r				r										2	10	I
Cirsium arvense																			r		1	5	I
Duchesnea indica																				r	1	5	I
Epilobium collinum																	r				1	5	I
Eragrostis minor	r							+		a	r					r	a				6	30	II
Erigeron canadensis							+			r	r					r	+			r	6	30	II
Euphorbia peplus							r														1	5	I
Festuca rubra agg.										r											1	5	I
Galinsoga ciliata					+		a														2	10	I
Geranium pusillum																				r	1	5	I

Herniaria glabra										r	r										2	10	I
Hordeum murinum												r									1	5	I
Hypericum perforatum							r														1	5	I
Lepidium ruderale											r										1	5	I
Lolium perenne							r														1	5	I
Mycelis muralis							r													r	2	10	I
Plantago major	+	r	r	r	+	a	r	r		r		+	r	r		r	r	+	+	+	17	85	V
Plantago media							r														1	5	I
Poa annua	a	b	+	+	1	a	b	r	r	r	r	b	a	a		+	r	+	r	b	19	95	V
Poa pratensis																			r		1	5	I
Polygonum aviculare agg.	1			r	2	r		a	r	+	+	r		r	r	+	r			+	14	70	IV
Sagina procumbens	a		a			a	r	a	r	r	r					r	r	r		a	12	60	III
Salix caprea																	r				1	5	I
Sedum album										r											1	5	I
Senecio vulgaris										r	r										2	10	I
Solidago canadensis							r														1	5	I
Sonchus asper																				r	1	5	I
Sonchus oleraceus										r	r								r		3	15	I
Stellaria media				r																	1	5	I
Taraxacum officinale agg.	r			r	a	r	a	r	r	r	r	r	r	r		+		+	r	r	16	80	IV
Verbascum thapsus																	r				1	5	I
Veronica persica																				r	1	5	I

Tab. 10.13: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstyp Mauerfuß

Fortlaufende Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	Stetigkeit		
Blocknr.	301/ 28	304/ 40	315/ 18	304/ 41	304/ 59	311/ 09	311/ 09	311/ 09	312/ 50	314/ 09	315/ 20	316/ 05	326/ 26	326/ 30	332/ 21	333/ 28	334/ 20	335/ 29	337/ 05	354/ 21	355/ 11			
Bebauungstyp	Ind.	Park-platz	Gb 3	B 3	AGb 3	Park-platz	Park-platz	Park-platz	Platz	Park-platz	Park-platz	B 3	Br 2	Ze 2	Ze 2	Br 2	Ze 2	Gb 3	B 3	Park-platz	Ze 2			
Flächengröße (m²)	1	1	1	1	1	1	2	2	3	1	3	2	3	1	1	2	2	1	1	2	2			
Datum der Aufnahme	30.08. 1997	25.09. 1997	12.10. 1996	27.09. 1997	25.09. 1997	31.08. 1997	31.08. 1997	31.08. 1997	17.09. 1997	21.09. 1997	16.09. 1997	02.10. 1997	03.10. 1997	03.10. 1997	15.09. 1997	30.09. 1997	29.09. 1997	30.09. 1997	02.10. 1997	14.09. 1997	09.09. 1997			
Moosschicht	-	-	-	1	<1	<1	<5	-	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-			
Krautschicht	5	<1	10	3	50	90	20	30	3	5	50	< 1	< 1	1	<1	20	5	2	<1	70	<1			
Strauchschicht	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-	3	-			
Baumschicht	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30	10	-	-	-	-			
Spontane und subspontane Pflanzenarten der Krautschicht																						absolut	prozentual	Klassen
Acer campestre																	r					1	5	I
Acer platanoides		r																				1	5	I
Acer pseudoplatanus								r								r				r	r	4	19	I
Agropyron repens									+		r					r						3	14	I
Ailanthus altissima			1							r						r	r		r	a		6	29	II
Alliaria petiolata														r								1	5	I
Arenaria serpyllifolia													r									1	5	I
Betula pendula					r			r					r							r		4	19	I
Bromus sterilis	+																					1	5	I
Buddleja davidii													r									1	5	I
Calamagrostis epigejos						r														a		2	10	I
Capsella bursa-pastoris									r													1	5	I
Cardamine hirsuta													r									1	5	I
Carpinus betulus													r								r	2	10	I
Cerastium holosteoides										r												1	5	I
Chelidonium majus															r							1	5	I
Chenopodium album											r											1	5	I
Cirsium arvense						r							r									2	10	I
Cirsium vulgare									r		r									b		3	14	I
Clematis vitalba													r				r					2	10	I
Convolvulus arvensis	+																					1	5	I
Epilobium collinum					a		+	+														3	14	I
Eragrostis minor									r													1	5	I

Erigeron canadensis			a	r			r	+	+		r	r	r			r			r	1		11	52	III
Fraxinus excelsior													r									1	5	I
Galinsoga ciliata				a								r							r			3	14	I
Galium mollugo																	r					1	5	I
Geum urbanum																r	a	r			r	4	19	I
Hedera helix				r																r		2	10	I
Hordeum murinum									+								r					2	10	I
Lamium album	r						r		r													3	14	I
Lapsana communis							r											r			r	3	14	I
Leontodon autumnalis													r									1	5	I
Lepidium ruderale								r														1	5	I
Ligustrum vulgare																					r	1	5	I
Mycelis muralis				r			r												r	a		4	19	I
Paulownia tomentosa										+												1	5	I
Picris hieracioides						r																1	5	I
Plantago lanceolata							r															1	5	I
Plantago major							r	+	r		r		r			r	r					7	33	II
Plantago media																r			r			2	10	I
Platanus x *hispanica*																r						1	5	I
Poa annua					5			r	r		r		r									5	24	II
Poa compressa						8																1	5	I
Poa trivialis											r											1	5	I
Polygonum aviculare agg.							+	b			r											3	14	I
Polygonum persicaria													r									1	5	I
Potentilla supina											4											1	5	I
Prunella vulgaris								r									r					2	10	I
Prunus spinosa								r														1	5	I
Robinia pseudoacacia													r									1	5	I
Rumex obtusifolius																		r				1	5	I
Sagina procumbens					r																	1	5	I
Salix caprea					r																	1	5	I
Sedum album																				r		1	5	I
Senecio vulgaris									1		r		r									3	14	I
Solanum dulcamara																r						1	5	I
Solidago canadensis										r			r							5		3	14	I
Sonchus arvensis																				+		1	5	I
Sonchus oleraceus								r	1	a	+		r			r	r	r	r			9	43	III
Stellaria media							5		r		r		r							r	r	6	29	II
Taraxacum officinale agg.	+	r		r	r	+	1	+	1	r	r	r	r	+		2	a	a	r	2	+	19	90	V
Taxus baccata										r												1	5	I

Tab. 10.14: Vegetationsaufnahmen Bodennutzungstypen Schotter und Grus

Fortlaufende Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	Stetigkeit		
Blocknr.	303/ 32	304/ 14	304/ 25	304/ 58	304/ 75	306/ 26	131/ 33	317/ 44	325/ 24	326/ 41	326/ 41	335/ 29	335/ 61	336/ 04	352/ 70	356/ 07	331/ 21	331/ 22	303/ 32	336/ 07	absolut	prozentual	Klassen
Bebauungstyp	Bahn-anl.	Gb 3	B 3	Bahn-anl.	Bahn-anl.	Bahn-anl.	Gb 3	B 3	Gb 3	Bahn-anl.	Bahn-anl.	Bahn-anl.	Bahn-anl.	Ind.	B 3	Eh 3	Eh 2	Eh 2	Bahn-anl.	Ind.			
Flächengröße (m²)	500	150	250	300	300	200	300	250	300	300	200	200	300	300	200	200	150	150	150	300			
Datum der Aufnahme	26.09. 1998	06.10. 1998	26.09. 1998	25.09. 1997	26.09. 1998	27.09. 1998	22.09. 1997	23.09. 1998	24.09. 1998	26.09. 1998	24.09. 1998	03.10. 1997	30.09. 1997	28.09. 1998	25.09. 1998	25.09. 1998	20.09. 1998	29.09. 1998	26.09. 1998	30.09. 1998			
Moosschicht	-	-	-	<1	-	<1	-	2	< 1	-	-	-	-	<1	-	-	<1	-	-	-			
Krautschicht	<1	3	<1	2	2	50	1	< 5	1	60	10	5	3	3	<1	2	2	3	<1	10			
Strauchschicht	-	-	-	-	-	5	-	-	-	10	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Baumschicht	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Spontane und subspontane Pflanzenarten der Krautschicht																							
Acer campestre	r				r				r				+					r		r	6	30	II
Acer platanoides					r	+				+	r		r			r		r			7	35	II
Acer pseudoplatanus	r					+			r	+	r	r					r	r			8	40	II
Achillea millefolium agg.						r			r											+	3	15	I
Agropyron repens	r			r										+							3	15	I
Ailanthus altissima		r	r	r			r		r			r								r	7	35	II
Alliaria petiolata	r											r	r								3	15	I
Amaranthus retroflexus				r						r							r				3	15	I
Antirrhinum majus					r																1	5	I
Arrhenatherum elatius	r								r												2	10	I
Artemisia vulgaris	r					r				r										r	4	20	I
Atriplex patula						r															1	5	I
Betula pendula				r	r					r	r										4	20	I
Brassica napus												r									1	5	I
Bromus sterilis	r			r		+				r				r		+		+		b	8	40	II
Buddleja davidii				r	r					3	1	r									5	25	II
Calamagrostis epigejos						+				+										r	3	15	I
Capsella bursa-pastoris		r		r								r	r							r	5	25	II
Carpinus betulus					+	r			r	r			r					r			6	30	II
Cerastium holosteoides						r														r	2	10	I
Chaenorrhinum minus						r				r	r	r				r				r	6	30	II
Chenopodium album			r		r			r	r				+	a		r		r		b	9	45	III

Chenopodium polyspermum																	r			r	2	10	I
Cirsium arvense				r																	1	5	I
Cirsium vulgare						r											r				2	10	I
Clematis vitalba	+			r	+	a			+	a	a		r	+	r	r		a	+	r	14	70	IV
Convolvulus arvensis								r	+												2	10	I
Cornus sanguinea											r										1	5	I
Corylus avellana												r									1	5	I
Crepis biennis				r			r											r			3	15	I
Dactylis glomerata		r																			1	5	I
Daucus carota						a			r	a		r								r	5	25	II
Digitaria sanguinalis							r							+							2	10	I
Echinochloa crus-galli							r														1	5	I
Epilobium collinum	r									a											2	10	I
Epilobium montanum															r					r	2	10	I
Eragrostis minor			+		r	r				+				+		r	r			r	8	40	II
Erigeron annuus						+														r	2	10	I
Erigeron canadensis	r	r	r			3	r			+	a		r	r		r		r		+	12	60	III
Euphorbia peplus		r																			1	5	I
Festuca rubra agg.		+							r					r				r		r	5	25	II
Fraxinus excelsior	r					a				r				r				+		r	6	30	II
Galeopsis tetrahit											r										1	5	I
Galinsoga ciliata			+	r	r		r	r				r									6	30	II
Geranium pusillum												r									1	5	I
Geranium robertianum	+		r		r	1	r			a	+					r			r		9	45	III
Geum urbanum	r		r	r		r				r			r	r	r	a	r				10	50	III
Hedera helix	r														r						2	10	I
Heracleum mantegazzianum	r																				1	5	I
Heracleum sphondylium						r															1	5	I
Hieracium pilosella						r															1	5	I
Hieracium piloselloides										r											1	5	I
Hordeum murinum				r		r														r	3	15	I
Hypericum perforatum	r					r				+											3	15	I
Laburnum anagyroides																		r			1	5	I
Lactuca serriola	r		r	r	+	r	r		+							+	r	+	r	a	12	60	III
Lapsana communis	r	r										r						r		r	5	25	II
Lepidium ruderale						r				r		+								r	4	20	I
Lepidium virginicum										r											1	5	I
Ligustrum vulgare											r										1	5	I
Linaria vulgaris	r					r				a	+										4	20	I
Lolium perenne					r								r			r					3	15	I
Lonicera pileata																		r			1	5	I

Lotus corniculatus										a											1	5	I
Medicago lupulina		+				a			r									r		r	5	25	II
Medicago sativa																				r	1	5	I
Melilotus alba	r					+			r	r	r										5	25	II
Mycelis muralis		r		r		r		r		r		r					r	r			8	40	II
Papaver rhoeas													r								1	5	I
Plantago lanceolata									r	r		r								r	4	20	I
Plantago major												r	r				r				3	15	I
Platanus x *hispanica*													r								1	5	I
Poa annua		a		r									r			r		r			5	25	II
Poa compressa		+				a			r	+		a								+	6	30	II
Poa nemoralis										r											1	5	I
Polygonum aviculare agg.		r			+				r				r					r		r	6	30	II
Polygonum persicaria					+		r		r				r	+		+	+		r		8	40	II
Prunella vulgaris		r																			1	5	I
Robinia pseudoacacia	r					1				r				r	r	r	r	r			8	40	II
Rubus fruticosus agg.	r									a											2	10	I
Rumex obtusifolius				r																	1	5	I
Salix caprea			r	r	+					r						r	r				6	30	II
Sedum acre																				r	1	5	I
Sedum album										r				r						r	3	15	I
Senecio jacobaea	r									+											2	10	I
Senecio viscosus		r				a				r	+	a								r	6	30	II
Senecio vulgaris	r	+	+	+	+	r	+	+	+			a	a	+	r		+	+		r	16	80	IV
Setaria pumila							r														1	5	I
Setaria verticillata				r		r															2	10	I
Setaria viridis			r		r									r							3	15	I
Solidago canadensis						a			r	a	r						r			r	6	30	II
Sonchus asper					r		r														2	10	I
Sonchus oleraceus		+		r	+	r		+				a	+	r	r		r				10	50	III
Stellaria media				r	+			r						r	r						5	25	II
Syringa vulgaris															r						1	5	I
Taraxacum officinale agg.		+	+	r	r	r	r	r	r			r		r	r	r	r	r		r	15	75	IV
Tilia cordata							r		r		r										3	15	I
Tussilago farfara		r		r									r								3	15	I
Ulmus minor				r			r														2	10	I
Urtica dioica				r							r										2	10	I
Vicia sepium	r																				1	5	I

Danksagung

Bei Herrn Prof. Dr. Reinhard Böcker möchte ich mich herzlich für die Unterstützung und Begleitung in jeder Phase der Fertigstellung der Arbeit bedanken. Er gab mir die Anleitung und die Freiräume, die ich brauchte, um stadtökologische Fragestellungen zu vertiefen. Darüber hinaus bedanke ich mich für die vielfältigen Möglichkeiten, Anregungen und Diskussionen, die im Zusammenhang mit meiner Hohenheimer Tätigkeit erwuchsen.

Bei Herrn Prof. Dr. Ingo Kowarik bedanke ich mich für die Übernahme der Zweitkorrektur.

Durch ein Stipendium des Evangelischen Studienwerks Villigst erhielt ich finanzielle Unterstützung für meine Dissertation. Ein „herzliches Dankeschön" gilt daher dieser engagierten und toleranten Förderinstitution.

Meiner lieben Mutter Gerlinde Richter Dank zu zollen, kann an dieser Stelle nur unangemessen erfolgen.

Für meine Frau Birgit Rehme-Iffert gilt das gleiche.