

CONTUREC 3

Qualität der Stadtlandschaften Indikatoren, Planung und Perspektiven

Jürgen Breuste (Hrsg.)

Tagungsbeiträge der 2. Tagung des
Kompetenznetzwerkes Stadtökologie CONTUREC
am 29. und 30. Juni 2007 in Salzburg

Schriftenreihe des Kompetenznetzwerkes Stadtökologie

Darmstadt 2008

CONTUREC: Schriftenreihe des Kompetenznetzwerkes Stadtökologie
Verantwortlich für die Hrsg. Peter Werner – Darmstadt
ISSN: 1862-0175

NE: Kompetenznetzwerk Stadtökologie; Werner, Peter [Hrsg.]

**Qualität der Stadtlandschaften
Indikatoren, Planung und Perspektiven**

Tagungsbeiträge der 2. Tagung des
Kompetenznetzwerkes Stadtökologie CONTUREC
am 29. und 30. Juni 2007 in Salzburg
ISSN: 1862-0175

NE: Breuste, Jürgen [Hrsg.]

©2008 Kompetenznetzwerk Stadtökologie

Verantwortlich für die Herausgabe von CONTUREC:
Peter Werner
Geschäftsstelle des Kompetenznetzwerkes Stadtökologie
Institut Wohnen und Umwelt GmbH, Annastraße 15, D-64285 Darmstadt

Umschlag Layout: Sandra Murr, Frankenthal 2, 99182 Ingersleben

Titelfoto: Jürgen Breuste

Vorwort

Die Internationale Konferenz „**Qualität der Stadtlandschaft, Indikatoren, Planung und Perspektiven**“ fand vom 29. bis 30. Juni 2007 an der Paris-Lodron-Universität Salzburg in Österreich als zweite Jahrestagung des Kompetenznetzwerkes Stadtökologie CONTUREC statt.

Leitung und Organisation oblag dem Lehrstuhl Stadt- und Landschaftsökologie der Universität Salzburg (Prof. Dr. Jürgen Breuste) am Fachbereich Geographie und Geologie. Die Tagung stand unter Schirmherrschaft des Landes und der Stadt Salzburg. Mitveranstalter war das IALE-D Centre for Landscape Research (Ce-LaRe).

Die Tagung diente den insgesamt 60 Teilnehmern aus Polen, Dänemark, Frankreich, der Slowakei, den USA, Deutschland und Österreich als Forum zum wissenschaftlichen Austausch sowie zur Vorstellung und Diskussion von aktuellen Forschungsarbeiten und Forschungsansätzen unterschiedlicher stadtoökologischer Zugänge zur Qualität der Stadtlandschaft.

Der nun vorliegende Band CONTUREC 3 enthält die wissenschaftlichen Beiträge der Tagung, internationale Forschungsarbeiten und – ergebnisse von Wissenschaftlern und Planern. Das Thema Qualität der Stadtlandschaft wurde von Wissenschaftlern und Planern als besonders interessant angesehen, gilt es doch, mit den vorhandenen Möglichkeiten der individuellen Städte eine möglichst hochwertige Qualität von Stadtlandschaft aus ganz unterschiedlicher Perspektive zu erreichen.

Den ersten Themenblock bildeten Vorträge zu **Bewertung und Indikatoren der Stadtlandschaft**. Die Abbildung von Entwicklungen durch stadtoökologische Indikatorensysteme bildete aus wissenschaftlicher und Planungssicht dabei den Schwerpunkt.

Planungsinstrumente und Praxis bildeten den zweiten Themenblock. Fragen des EU-Rechts in der Landesplanung, des Bodenschutzes und des Naturschutzes bzw. des Schutzes der Biodiversität wurden dazu behandelt.

Der dritte Themenschwerpunkt war **Neuen Ansätzen, Ausblicken und Perspektiven** gewidmet. Hier konnten Fragen der Schrumpfung, der Behandlung abiotischer Faktoren, des dynamischen Landnutzungswandels und der zu erwartenden Wirkungen des Klimawandels auf Städte diskutiert werden.

Mit Vorträgen zur Salzburger Stadtlandschaft wurde darüber hinaus auch die Gastgeberregion in stadtoökologischer Hinsicht vorgestellt.

Diese Gliederung wurde für den vorliegenden Band nicht in der Stringenz übernommen, da einzelne Beiträge ergänzend hinzugekommen und andere weggefallen sind.

Die lebhaft diskutierte Diskussion auf der Tagung zu den Vorträgen berührte sowohl Aspekte der Analyse von Stadtlandschaftsqualität, aber auch Bewertungsfragen und war insbesondere auf die Ableitung praktischer Konsequenzen für die Planung ausgerichtet. Dieser CONTUREC-Band erlaubt es, die Diskussion über den Rahmen der Veranstaltung hinaus weiter zu führen. Dazu soll hiermit aufgefordert werden.

Darmstadt im September 2008

Prof. Jürgen Breuste
Urban and Landscape Ecology
University of Salzburg/Austria
Department Geography and Geology

Inhalt

JÜRGEN H. BREUSTE

Vorwort zum dritten Heft der Schriftenreihe CONTUREC

QUALITÄT DER STADTLANDSCHAFTEN INDIKATOREN, PLANUNG UND PERSPEKTIVEN

ULRIKE WEILAND & MATTHIAS RICHTER	5
Monitoring und Evaluation der Stadtentwicklung <i>Monitoring and Evaluation of Urban Development</i>	
FRANZ DOLLINGER, THOMAS PRINZ & STEFAN HERBST	15
Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren in grenzüberschreitenden Stadtregionen <i>Developing of sustainability indicators in cross-border urban regions</i>	
WOLFGANG SOCHER	25
Die Abbildung von Entwicklungen durch stadtoökologische Indikatorensysteme <i>The Illustration of Developments by Urban Ecological Indicator Systems</i>	
DAMIAN LOWICKI & IWONA ZWIERZCHOSKA	35
Place of urban ecosystems in relation to nature conservation in the Wielkopolska Region <i>Die Stellung der städtischen Ökosysteme im Verhältnis zum Naturschutz in der Wielkopolska-Region</i>	
TINA SKUPIN	47
Der post-sozialistische Landnutzungswandel in Städten aus ökologischer Sicht <i>Post socialistic land use changes from an ecological point of view</i>	
PETER WERNER	59
Stadtgestalt und biologische Vielfalt <i>Urban form and biodiversity</i>	
JULIANE MATHEY & DIRK RINK	69
Stadtumbau und Freiflächenqualität – Zur Frage der Freiflächenqualität in perforierten Städten <i>Regeneration of Cities and Quality of Open Spaces – On the Question of Open Space Development in Perforated Cities</i>	
ANNETT WANIA, MICHAEL BRUSE & CHRISTIANE WEBER	81
Micro-scale simulations of vegetation influence on traffic induced particle dispersion <i>Mikroskalige Simulierung des Einflusses von Vegetation auf die Verbreitung verkehrsbedingter Partikel</i>	
JÜRGEN H. BREUSTE	93
Conditions and maintenance of street trees and its reflection in the inhabitants mind in the oasis city of Mendoza/Argentinien <i>Zustand und Pflege von Straßenbäumen und deren Wahrnehmung durch Anwohner in der Oasenstadt Mendoza/Argentinien</i>	
MANFRED FRÜHAUF & THOMAS S. THIENELT	103
Urban lawns as sinks and sources of greenhouse gases – results of investigations in Denver (USA) and Halle (Germany) <i>Urbane Rasenflächen als Senken und Quellen von Treibhausgasen – Ergebnisse der Untersuchungen aus Denver (USA) und Halle (Deutschland)</i>	
MARTIN SAUERWEIN & CLEMENS GEITNER	117
Urbane Böden – Charakterisierung, Schadstoffbelastung und Bedeutung im städtischen Ökosystem <i>Urban soils – characterization, pollution and relevance in the urban ecosystem</i>	

MARTIN SAUERWEIN & INGO REHM	131
Wie können Böden zur Qualität der Stadtlandschaft beitragen? – Entwicklung eines Bodenschutzkonzeptes für die Stadt Jena <i>How can soils contribute to the quality of urban landscapes? – Development of an urban soil protection concept for the city of Jena</i>	
CLEMENS GEITNER, MARKUS TUSCH & JÖRN DITTFURTH	147
Bodeninformation als Grundlage des Bodenschutzes am Beispiel des Fachplans Boden der Landeshauptstadt München <i>Soil Information as Basis for Soil Protection – A „Thematic Soil Plan“ for the City of Munich</i>	
THOMAS KEIDEL	163
Potenziale historischer naturnaher Stadträume zur Reduzierung des Freizeitverkehrs ins weiter entfernte Stadtumland <i>Potentials of nature near historic urban areas to reduce recreational traffic into areas in farer distances</i>	
SABINE PINTERITS	173
Die Salzburger Stadtlandschaften <i>Urban Landscapes of Salzburg City</i>	

Monitoring und Evaluation der Stadtentwicklung

Monitoring and Evaluation of Urban Development

ULRIKE WEILAND & MATTHIAS RICHTER

Zusammenfassung

Prozesse der Stadtentwicklung zeigen eine hohe Variabilität. Eine längerfristige Stadtentwicklungsplanung ist mit großen Unsicherheiten behaftet, und eine nachhaltige Stadtentwicklungsplanung ist nur realisierbar, wenn unterschiedliche Interessen berücksichtigt und abgewogen werden. Diese ist, dass eine Stadtentwicklung mit den Elementen (1) Partizipative Zielfindung, (2) Monitoring und (3) Evaluation der Komplexität der Aufgabe am besten gerecht wird. In dem Beitrag werden für die drei Elemente Beispiele dargestellt, die belegen, dass Raum- und Stadtentwicklung zunehmend Elemente eines solchen ‚lernenden‘ Systems einsetzen und sich auf diese Weise der Steuerungsmodus der Stadtentwicklung ändert.

Evaluation, Indikatoren, Leitbilder, Monitoring, Nachhaltigkeitsprüfung, Stadtentwicklungsprozesse, Governance, Umweltprüfung.

Summary

Processes of urban development show a high variability. Strategic urban planning for longer terms is associated with large uncertainties, and a sustainable strategic urban planning is only feasible if different interests are considered and balanced. We hypothesize that a strategic urban planning comprising the elements (1) participatory identification of guidelines and objectives, (2) monitoring and (3) evaluation cope best with the complexity of the task. In this chapter the elements are characterized by examples confirming that spatial and urban development already elaborate or apply elements of such a ‚learning‘ system and thus the governance mode of strategic urban development is changing.

Vielfalt der Stadtentwicklung

Die Gleichzeitigkeit einer Vielzahl unterschiedlicher Prozesse ist charakteristisch für die Stadtentwicklung. Stadtentwicklung hat zwei Bedeutungen:

(1) Darunter werden zum einen Veränderungen der Stadtstruktur (z. B. des Bevölkerungsaufbaus, der Arbeitsplatzstruktur, der Nutzungsstruktur) bzw. Stadtentwicklungsprozesse verstanden, die auch räumliche Konsequenzen haben, z. B. Suburbanisierung, Deindustrialisierung, Umweltbelastungen.

(2) Zum anderen bezeichnet Stadtentwicklung die Tätigkeiten der Verwaltung und anderer Akteure, mit denen eine Veränderung der oben genannten Strukturen und Prozesse angestrebt wird; dazu zählt insbesondere die Stadtentwicklungsplanung. Der Begriff der Stadtentwicklung ist nicht auf administrative Grenzen beschränkt. Er wird hier auf die Stadtregion, die Gesamtstadt und Teile davon bezogen (vgl. Albers, 2005; Friedrichs, 2005). Der Begriff ‚Stadt‘ bezeichnet somit in diesem Beitrag Städte und Stadtregionen aller Größenordnungen.

Neben der zu beobachtenden weltweiten Verstädterung und Urbanisierung treten parallel Schrumpfungen städtischer Siedlungen auf.

Darunter werden sowohl Bevölkerungsabnahmen, Wegfall von Arbeitsplätzen, Wohnungsleerstände als auch der Abbau von Versorgungseinrichtungen und Infrastrukturen verstanden (Gans, 2005). In Europa stehen prosperierende Stadtregionen schrumpfenden Regionen gegenüber, die auf absehbare Zeit nicht mit weiterem Wachstum und steigenden oder zumindest konstanten Bevölkerungszahlen rechnen können (Prieb, 2005; Deutscher Bundestag, 2004). Aber auch innerhalb der einzelnen Städte treten Wachstums- und Schrumpfungsprozesse gleichzeitig auf.

Die Zunahme des motorisierten Verkehrs führt zu den bekannten Überlastungserscheinungen: Staus, Schadstoff- und Lärmbelastungen, Zerschneidung von Lebensräumen. Mit stadtstrukturellen Veränderungen, wirtschaftsstrukturellem Wandel, Bevölkerungs- und Verkehrsentwicklung sowie der Veränderung von Lebensstilen verändern sich auch die charakteristischen Umweltbeeinträchtigungen in Städten und durch Städte. Der zunehmenden Inanspruchnahme unbebauter Flächen durch Siedlungs- und Verkehrsflächen in wirtschaftlich prosperierenden Regionen steht in schrumpfenden Regionen das Brachfallen bisher genutzter Flächen gegenüber. Die Flächeninanspruchnahme pro Kopf und pro Arbeitsplatz

steigt jedoch in (fast) allen Regionen und mit ihr die damit verbundenen Ressourcennutzungen bzw. Umweltbeeinträchtigungen; sie ist von der Bevölkerungsentwicklung abgekoppelt. Führen Schwerindustrie und Kraftwerke heute noch vor allem in Osteuropa, Schwellen- und Entwicklungsländern zu hohen SO_2 -, CO_2 - und Schwermetallbelastungen, so stellen Verkehrsemissionen wie NO_x und CO in allen Regionen, wenn auch in unterschiedlichem Ausmaß, Umweltbelastungen dar. Agglomerationen tragen durch die Emission von Treibhausgasen deutlich zum Klimawandel bei.

Die Ausführungen verdeutlichen, dass zwischen den Städten große strukturelle Unterschiede mit jeweils eigenen Ausgangssituationen, Problemlagen und Entwicklungstrends bestehen. Städte sind ständig im Wandel begriffene komplexe Systeme, die großräumig wirkenden Einflussfaktoren wie der ökonomischen, technologischen und demographischen Entwicklung unterliegen. Deren Beeinflussung ist wiederum mit lokalen, aber auch mit staatlichen Mitteln nur begrenzt möglich. Eine nachhaltige Stadtentwicklung ist zwar inzwischen ein weithin anerkanntes Leitbild, aber darüber, inwieweit und wie dieses Leitbild in Realität umgesetzt werden soll, bestehen unterschiedliche Ansichten.

Die Verschiedenartigkeit und die Vielschichtigkeit der Stadtentwicklungsprozesse einerseits und die Forderung nach einer nachhaltigen Stadtentwicklung andererseits werfen mindestens drei Fragenkomplexe auf:

1. Was ist eine angemessene Daten- und Informationsgrundlage für eine nachhaltige Stadtentwicklung? Wie kann sie geschaffen werden?
2. Was bedeutet ‚Nachhaltige Stadtentwicklung‘ für die jeweilige Stadt? Welches sind Ziele, die angesichts der gegebenen sozio-ökonomischen, sozio-kulturellen, technologischen Bedingungen und Trends und der gegebenen Umweltsituation für die jeweilige Stadt erstrebenswert sind? Für wen sind sie erstrebenswert, und wer soll sie bestimmen?
3. Wie können die Ziele einer nachhaltigen Stadtentwicklung in Realität umgesetzt werden?

Die eingangs dargestellten Überlastungserrscheinungen und die Komplexität der Fragestellung geben Anlass zu der Annahme, dass die Verfahren und Instrumente der Stadtentwicklung für eine Steuerung in Richtung Nachhaltigkeit der Weiterentwicklung bedürfen. Eine zielorientierte Steuerung der Entwicklung, insbesondere von städtischen Agglomerationen,

ist mit einem ‚Top-down-Ansatz‘ nicht zu bewerkstelligen. Dazu sind Stadtverwaltungen strukturell nicht in der Lage, da zu viele unterschiedliche Interessen zu berücksichtigen sind, sie nicht über ausreichende Ressourcen verfügen, und zu viele Unsicherheiten über zukünftige Entwicklungen und insbesondere über unbeabsichtigte Nebeneffekte von Planungsentscheidungen bestehen.

In diesem Beitrag wird von der These ausgegangen, dass ein ‚lernendes‘, iteratives System der Stadtentwicklung, in dem eine Überprüfung der Zielerreichung erfolgt, am besten in der Lage ist, die oben genannten Fragen zu beantworten. Eine am Leitbild der Nachhaltigkeit orientierte Stadtentwicklung benötigt folgende Elemente: (1) eine abgestimmte und partizipative Zielfindung, (2) das Monitoring der real ablaufenden Stadtentwicklungsprozesse und (3) deren Evaluation bzw. Bewertung. Im Folgenden werden zur Untermauerung der oben genannten These Beispiele für die drei Elemente Zielfindung, Monitoring und Evaluation dargestellt und diese abschließend in einem zyklischen Modell der Stadtentwicklung angeordnet.

Leitbilder und Zielfindungsprozesse

Stadtentwicklung im Sinne von Steuerung setzt voraus, dass Leitbilder und Ziele hierfür bestimmt werden. Leitbilder sind übergeordnete und übergreifende Zielkonzepte, die der Steuerung gesellschaftlicher und fachlicher Prozesse dienen sollen; sie sind idealtypisch und anschaulich, und sie sollen von einem Gruppenkonsens getragen werden (Dehne, 2005). Nur von einer namhaften Anzahl relevanter Akteure akzeptierte Leitbilder und Ziele haben in demokratischen Staaten eine Chance, in Realität umgesetzt zu werden.

Es gibt eine Vielzahl von Leitbildern und Zielen auf allen politischen Ebenen für unterschiedliche Themenfelder, die sich zum Teil widersprechen oder zwischen den administrativen Ebenen nicht immer optimal abgestimmt sind; sie spiegeln unterschiedliche Interessen wider. Mit städtebaulichen Leitbildern wird Abhilfe für erkannte Missstände oder Visionen von einem besseren Leben konzeptualisiert. Beispiele sind hierfür das Leitbild der ‚gegliederten und aufgelockerten Stadt‘ oder das der ‚Stadt der kurzen Wege‘. Eine nachhaltige Raum- und städtebauliche Entwicklung ist ein inzwischen im deutschen Planungs- und Baurecht verankertes Leitbild. In der Raumplanung wird mittlerweile von einer prinzipiellen Gleichrangigkeit der sozialen, wirtschaftlichen und ökologischen Aspekte ausgegangen und dem Postulat der nachhaltigen Raumentwicklung ein Integrationsgebot zugesprochen (Krautzberger &

Stemmler, 2006), dem inter- und intragenerativen Gerechtigkeit als Ziele zugrunde liegen. Bei der Aufstellung von Raumordnungsplänen darf keine dieser Zieldimensionen ‚weggewogen‘ werden (Stür, 2005); die gleichen Prinzipien sind in der Bauleitplanung anzuwenden. Die in Kapitel 1 dargestellte Vielfalt von Ausgangssituationen und Entwicklungstrends von Städten hat Konsequenzen für die konkrete Ausgestaltung des Nachhaltigkeitsleitbildes und somit der Ziele der Stadtentwicklung: unterhalb des breiten ‚Schirmes‘ nachhaltiger Raum- und Stadtentwicklung muss jede Stadt ihr eigenes Zielsystem und ihren eigenen Weg für eine nachhaltige Stadtentwicklung finden.

Monitoring und Indikatoren der Stadtentwicklung

Monitoring hat mehrere Funktionen; es dient der Beobachtung, der Überwachung und auch der Kontrolle von Entwicklungen wie z. B. von Stadtentwicklungsprozessen. Ziel eines Monitoring ist, Zustände und Entwicklungstrends zu erfassen, darzustellen und für Interpretationen zugänglich zu machen sowie planerische und politische Prozesse und Entscheidungen zu begleiten und zu fundieren (Birkmann, 2005). Die erforderlichen Daten werden in Form von Indikatoren erhoben.

Indikatoren sind ein seit langem und häufig benutztes Instrument in Raumplanung und Stadtentwicklung. Im Allgemeinen sind Indikatoren Parameter, die es erlauben, Aussagen über Sachverhalte zu machen, die nicht direkt erfasst werden können. Indikatoren können quantitative Daten messen oder qualitative Daten abschätzen. Sie können zur Information, Berichterstattung und Kommunikation oder als Informationsgrundlagen für Entscheidungen fungieren. Bei der Indikatorenbildung können fachspezifische und fachübergreifende bzw. Nachhaltigkeitsindikatorensysteme unterschieden werden.

Auf europäischer wie nationaler Ebene werden vermehrt Vorgaben und Beispiele für ein Monitoring der Raumentwicklung und Umweltsituation entwickelt, die auch für die Stadtentwicklung relevant sind. Dazu zählen die Raumbewertung nach § 18 Abs. 5 ROG und das Umweltmonitoring zur Umsetzung der SUP-Richtlinie (RL 2001/42/EG), der FFH-Richtlinie (RL 92/43/EG) und der Umweltinformationsrichtlinie der EU (RL 2003/4/EG) sowie zur Umweltbeobachtung nach § 12 BNatSchG. Im Folgenden werden einige Beispiele kurz dargestellt.

Die Laufende Raumbewertung des Bundes nach § 18 Abs. 5 ROG dient der Beobachtung und Berichterstattung über gegenwärtige und

zukünftige räumliche Entwicklungen in Deutschland sowie der Politikberatung. Da die räumliche Bezugsebene die Kreise und kreisfreien Städte sind, liefert die laufende Raumbewertung Informationen, die auch für die Stadtentwicklung relevant sind. Gegenstand der Raumbewertung sind alle raumrelevanten Lebensbereiche wie z. B. Bevölkerung, Arbeit, Bildung, Wirtschaft, Freizeit, Flächennutzung, Siedlungsstruktur, Umwelt, Verkehr/Energie und Wohnen (BBR, 2007). Seit einigen Jahren wird die breit angelegte Raumbewertung auf eine nachhaltige räumliche Entwicklung fokussiert. Ergebnisse der laufenden Raumbewertung werden in Raumordnungskatastern und der INKAR-Datenbank des BBR dargestellt und fließen in Raumordnungsberichte und Städtebauliche Berichte auf Bundesebene ein.

Die Überwachung erheblicher positiver und negativer, vorhergesehener und unvorhergesehener Umweltauswirkungen, die voraussichtlich mit der Umsetzung von Plänen und Programmen zu erwarten sind, im Rahmen der Durchführung einer Umweltprüfung nach SUP-Richtlinie (vgl. Hanusch et al., 2005) soll auch zu einer umweltgerechten Stadtentwicklung beitragen. Diese ‚Überwachung‘ wird von einigen Autoren mit ‚Monitoring‘ gleichgesetzt (vgl. Roder, 2004). Das Monitoring soll Informationen über die tatsächliche Entwicklung der im Umweltbericht prognostizierten erheblichen Umweltauswirkungen liefern und so die Lücke im Planungsprozess zwischen Plan-Annahme, Plan-Verwirklichung und Fortschreibung bzw. Änderung des Planes schließen. Auf diese Weise soll der Ungewissheit begegnet werden, mit der jede Prognose behaftet ist (vgl. Bovet & Hanusch, 2006; Bunzel, 2006). Bisher liegen Erfahrungen über die Anwendung des Monitoring in der Bauleitplanung aus einigen Städten vor (Bunzel & Jekel, 2006). Die Vorgaben der SUP-Richtlinie zum Monitoring lassen den Mitgliedsstaaten jedoch große Freiheiten bei der Umsetzung der Richtlinie. Da über die Monitoringergebnisse zwar zu berichten ist, es jedoch keine Verpflichtungen zur Durchführung bestimmter Maßnahmen gibt, bleibt abzuwarten, welche Folgen die SUP in der Praxis zeigen wird (Bunge, 2005). Die Einführung der Überwachung potenzieller erheblicher Umweltauswirkungen von Raumplänen ist ein Schritt zu einer Wirkungskontrolle von Planung.

Mit einem lokalen Nachhaltigkeitsmonitoring soll das Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung für die lokale Ebene operationalisiert werden (vgl. z. B. Heiland et al., 2003; IISD, 2006; UN Habitat, 2006; Weiland, 1999 u. 2006). Die Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren und die Einführung von entsprechenden Moni-

toringverfahren wurden bereits in der Agenda 21 gefordert. Nachhaltigkeitsindikatoren unterscheiden sich durch ihren Bezug zu den Dimensionen nachhaltiger Entwicklung von anderen Indikatoren; d. h. Nachhaltigkeitsindikatorenssysteme decken sowohl Aspekte der wirtschaftlichen und sozialen Situation, der Umweltsituation sowie wesentliche institutionelle Aspekte der Stadtentwicklung einschließlich der Verflechtungen zwischen diesen ab. Die Verwendung von Nachhaltigkeitsindikatoren soll die Selbstregulationsfähigkeit von sozialen, ökonomischen und ökologischen Systemen auf verschiedenen Skalen, einschließlich städtischer Siedlungen unterschiedlicher Größenordnungen verbessern. Ein so verwendeter Indikator kann charakterisiert werden als „zusammenfassende und synthetisierende Größe, die anzeigt, wie gut ein System funktioniert“ (Flowers et al., 2005). Wenn Nachhaltigkeitsindikatoren zur Steuerung eingesetzt werden sollen, benötigen sie einen Bezug zu Nachhaltigkeitszielen.

Es gibt zahlreiche Beispiele für ein Monitoring mit lokalen Nachhaltigkeitsindikatoren, vor allem in europäischen und nordamerikanischen Städten (vgl. IISD, 2006). In Deutschland haben z. B. die Städte Berlin, Dortmund, Hamburg, Heidelberg, Leipzig, München und

Wiesbaden Nachhaltigkeitsindikatorenssysteme entwickelt. (Heiland et al., 2003). In einigen Konzepten wird ein Bezug zur Steuerung der Stadtentwicklung hergestellt (vgl. Birkmann, 2004; Gehrlein, 2004; Hartmuth et al., 2006; Keiner, 2005; Werheit, 2002). Letzteres wird in der Praxis – abgesehen von z. B. der Stadt Heidelberg, die ihr Monitoring für die Stadtentwicklungsplanung einsetzt (Schmaus, 2005) – bisher jedoch nur ansatzweise realisiert.

Mit dem Projekt ‚Städte der Zukunft‘ haben Bundesbauministerium und die Bundesanstalt für Bauwesen und Raumordnung eine indikatorengestützte Erfolgskontrolle der Stadtentwicklung angestoßen. Inzwischen liegt ein Kernindikatorensatz von 20 Indikatoren vor, der in mehreren Projekten erprobt wurde und für die kommunale Praxis empfohlen wird. Aus der Sicht von im Agenda-Prozess involvierten Befragten¹ besonders relevante Nachhaltigkeitsindikatoren sind in Tab. 1 dargestellt. Die Anzahl der für relevant gehaltenen Indikatoren ist wesentlich kleiner als die ursprünglich in dem Projekt ‚Städte der Zukunft‘ vorgesehene Anzahl.

In der Stadt Leipzig wurden folgende Nachhaltigkeitsindikatoren für die Nachhaltigkeitsberichterstattung verwendet (Auswahl, vgl. Tab. 2).

Tab. 1: Relevante Nachhaltigkeitsindikatoren in Wiesbaden

Handlungsfeld	Strategien/Ziele	Indikatoren
Haushälterisches Bodenmanagement	Wiedernutzung von städtebaulichen Brachen und leer stehenden Gebäuden	Anteil wieder genutzter städtebaulicher Brachflächen
	Erhaltung und Vernetzung klimawirksamer Flächen	Grün- und Erholungsausstattung
Vorsorgender Umweltschutz	Minderung der Luftschadstoffe und Treibhausgase	CO ₂ -Ausstoss
	Schutz und Pflege des Grundwassers und lokaler Wasservorkommen	Trinkwasserverbrauch privater Haushalte (einschließlich Kleingewerbe)
Stadtverträgliche Mobilitätssteuerung	Anbindung von Wohngebieten und Arbeitsstätten an den ÖPNV	Anteil der Einwohner im Radius von 300 m zu ÖPNV-Haltestellen
	Erhöhung der Aufenthaltsqualität für Fußgänger/-innen	Verkehrsoffer im Straßenverkehr
Sozialverantwortliche Wohnungsverversorgung	Sicherstellung nachfragegerechter Wohnungsangebote	Wanderungssaldo zwischen Kernstadt und Umland
	Ressourcenschonender kostenreduzierter Wohnungsbau	Verhältnis der Wohnungsfertigstellungen im Geschosswohnungsbau zu Wohnungsfertigst. in Ein- und Zweifamilienhäusern
Standortsichernde Wirtschaftsförderung	Sicherung der Qualität des Standortes	Veränderung der Arbeitslosenquote
	Gezielte Standortförderung für umweltschonende Betriebe	Unternehmen mit anerkanntem Umweltmanagement

Quelle: Stadt Wiesbaden, 2005

Tab. 2: Indikatoren der Stadt Leipzig zur Nachhaltigkeitsberichterstattung

Soziale Indikatoren	Ökonomische Indikatoren	Umweltindikatoren	Indikatoren zum städtischen Haushalt
<p>Bevölkerung: Einwohnerzahl Wanderungsbilanz Geburten- und Sterbefallbilanz Anteil Kinder Anteil Studierende</p> <p>Arbeitsmarkt: Arbeitslosigkeit</p> <p>Bildung: Schulabgänger Ausbildungsplätze</p> <p>Gesundheit: Anteil übergewichtiger Kinder Anteil Kinder mit Allergien Meldepflichtige Infektionskrankheiten</p> <p>Wohnen: ... Kultur: ... Sicherheit und Ordnung: ... Soziale Differenzierung: ...</p>	<p>Wirtschaftskraft / Wertschöpfung: Gewerbesteuererinnahmen Übernachtungen in Beherbergungsstätten</p> <p>Firmenstruktur: Differenz von Gewerbean- und -abmeldungen Sozialversicherungspflichtig Beschäftigte</p>	<p>Fläche und Naturraum: Siedlungs- und Verkehrsfläche (SuV) / Einwohner Anteil der SuV an der Gesamtfläche Länge revitalisierter Gewässerabschnitte</p> <p>Klimaschutz: CO₂-Emissionen Anteil regenerativer Energien am Endenergieverbrauch Stromverbrauch privater Haushalte</p> <p>Luft, Wasser, Boden: Jahresmittelwert ausgewählter Immissionen Anzahl Straßenbäume Trinkwasserverbrauch der Haushalte</p>	<p>Pro-Kopf-Verschuldung Anteil Steuereinnahmen an Gesamteinnahmen des Verwaltungshaushaltes Anteil Investitionen am Gesamthaushalt</p>

Quelle: Büro der Leipziger Agenda 21, 2004

Die Unterschiede zwischen den in Wiesbaden und Leipzig gewählten Indikatoren spiegeln die unterschiedliche sozio-ökonomische Situation beider Städte. In Wiesbaden werden mehr umweltbezogene Indikatoren als relevant erachtet, während in Leipzig soziale und ökonomische Indikatoren überwiegen. Es wird auch deutlich, dass in beiden Indikatorensätzen nicht klar zwischen verschiedenen möglichen Funktionen von Indikatorensätzen (Analyse, Steuerung, Kommunikation) und folglich zwischen Anzahl und Aggregationsniveau bzw. Detaillierungsgrad der Indikatoren unterschieden wird.

Trotz der zahlreichen Beispiele für Nachhaltigkeitsindikatorensysteme hat sich noch immer kein methodischer Standard herausgebildet (vgl. Weiland, 1999; Heiland et al., 2003), und zwischen Anspruch und Wirklichkeit des Indikatoreneinsatzes besteht immer noch eine Kluft. Bis heute werden lokale Nachhaltigkeitsindikatorensysteme eher neben weiteren kommunalen Instrumenten entwickelt und selten für eine Steuerung der Stadtentwicklung in Richtung Nachhaltigkeit eingesetzt. Nachhaltigkeitsindikatoren und ein Nachhaltigkeitsmonitoring können jedoch nur dann steuernd wirken, wenn sie in ein Managementsystem eingebunden sind und ihre Anwendung die Durchführung „steuernder Eingriffe“ nach sich zieht. Dies können sowohl Maßnahmen und Projekte als auch Zielkorrekturen sein.

Evaluation der Stadtentwicklung

Die Evaluation der Stadtentwicklung ist Voraussetzung für ihre zielorientierte Steuerung. Im Unterschied zu der Auffassung, Evaluation habe sowohl die Funktion der Analyse als auch der Bewertung (Wollmann, 2005) – wird in diesem Beitrag unter Evaluation allein die Bewertung verstanden, hier insbesondere die Bewertung stattfindender Stadtentwicklungsprozesse mit Hilfe von Leitbildern, Zielen und Indikatoren (distance-to-target approach). Sie ist Voraussetzung für die Identifikation der größten Probleme und für die Bestimmung von Prioritäten der Stadtentwicklung.

Der Raumordnungsbericht 2005 enthält erstmals den Versuch, die Raumentwicklung unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit mittels eines Kernindikatorensatzes und Zielwerten für die einzelnen Indikatoren zu bewerten. Aus den Trends der Raumentwicklung und ‚Nachhaltigkeitsdefiziten‘ werden wichtige zukünftige räumliche Herausforderungen abgeleitet (BBR, 2006). Mit ca. 40 Nachhaltigkeitsindikatoren zur ökonomischen Wettbewerbsfähigkeit, sozialen und räumlichen Gerechtigkeit und zum Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen können die Zielerfüllung bzw. Nachhaltigkeitsdefizite von Bundesländern, aber auch von Regionen und Städten wie Hamburg oder Berlin festgestellt werden (vgl. Irmen & Blach, 1999; Irmen & Milbert, 2002).

Im internationalen Kontext sind Nachhaltigkeitsprüfungen in Diskussion bzw. Erprobung. Nachhaltigkeitsprüfungen ermöglichen eine Beurteilung darüber, inwieweit die aktuellen Stadt- oder Regionalentwicklungsprozesse mit Nachhaltigkeitszielen übereinstimmen oder ihnen zuwider laufen. Sie sind Voraussetzung für die Identifikation der größten Probleme und für die Bestimmung von Prioritäten für Politik und Planung. Auf der Basis der Ergebnisse einer Nachhaltigkeitsprüfung können neue Nachhaltigkeitsziele aufgestellt oder Strategien, Planungsinstrumente und Maßnahmen verändert werden.

In England werden Sustainability Appraisals zur Aufstellung und Änderung regionaler Planungsstrategien, lokaler Entwicklungspläne und ergänzender Planungsdokumente durchgeführt. Mit Sustainability Appraisals wird Prozess begleitend analysiert und bewertet, inwieweit der betreffende Plan die Ziele einer nachhaltigen Entwicklung erfüllt und dabei alle Nachhaltigkeitsdimensionen abdeckt. Die Durchführung von Sustainability Appraisals ist vollständig in das Aufstellungs- bzw. Änderungsverfahren der oben genannten Strategien und Pläne integriert. Sie erfolgt mit den gleichen Verfahrensschritten und nach der gleichen Methodik wie Umweltprüfungen, jedoch sollen über Umweltauswirkungen hinaus auch mögliche soziale, ökonomische und gesundheitliche Folgen der Umsetzung der oben genannten Strategien und Pläne ermittelt, berücksichtigt und überwacht werden (ODPM, 2005).

Auch die Umweltprüfung für Pläne und Programme (SUP) (vgl. Fischer, 2006; Schink, 2005; Uechtritz, 2005) kann als eine Methode zur Evaluation zukünftiger Stadtentwicklung betrachtet werden. Mit Hilfe der SUP sollen insbesondere unvorhergesehene negative Auswirkungen formeller Pläne frühzeitig erkannt werden können, um entsprechende Abhilfemaßnahmen in die Wege leiten zu können. Bei der Aufstellung, Änderung und Ergänzung z.B. von Bauleitplänen sind Umweltberichte zu erstellen, die die Ergebnisse der Umweltprüfung des Plans beinhalten. Die durch die Behörde im Umweltbericht ausgewiesenen und mit der Annahme des Plans oder Programms beschlossenen Überwachungsmaßnahmen sind Grundlage einer Überwachung möglicher Umweltauswirkungen der Planumsetzung.

Konsequenzen für die Stadtentwicklung

Nachhaltigkeitsleitbilder und -indikatoren, die Einführung und Weiterentwicklung von Monitoringverfahren und die Einführung von Umwelt- und Nachhaltigkeitsprüfungen weisen darauf hin, dass sich Raumplanung und Stadtentwick-

lung verändern. In den letzten 40 Jahren hat sich die Planung von einer hoheitlichen zu einer diskursiven Planung fortentwickelt (Fürst, 2005; Nuisl & Heinrichs, 2006). Das Leitbild Nachhaltigkeit und die Berücksichtigung von Umweltbelangen wurden in das Planungs- und Baurecht und seine Instrumente integriert. In mehreren aktuellen Diskursen und Projekten wird den veränderten Rollen und Handlungsmöglichkeiten der beteiligten Akteure Rechnung getragen. Unter dem Begriff der ‚Governance‘ wird die Vielzahl unterschiedlicher Arten, wie Individuen, öffentliche und private Institutionen ihre eigenen Belange regeln und zwar innerhalb und jenseits staatlicher Steuerung, diskutiert (vgl. Beaumont & Musterd, 2005; Einig et al., 2005; Jessop, 2002). Für die Stadtentwicklung ist insbesondere der Diskurs zur ‚neuen städtischen Governance‘ (new urban governance) relevant (vgl. Hohn & Neuer, 2006). Vermehrt werden Wirkungskontrollen und Evaluationen von Planungen gefordert. In dem Projekt „Fläche im Kreis – Kreislaufwirtschaft in der städtischen/stadtregionalen Flächennutzung“ wurde das bestehende planerische Instrumentarium daraufhin untersucht, inwieweit es zu einer Steuerung der Flächeninanspruchnahme im Sinne einer Kreislaufwirtschaft geeignet ist und Empfehlungen ausgesprochen, sowohl veränderte Rahmenbedingungen als auch ergänzende Maßnahmen und neue Instrumente zu schaffen, um das so genannte „30-ha-Ziel“ der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung zu erreichen (vgl. BMVBS & BBR, 2006a; Bunzel & Preuss, 2006).

Die genannten Ansätze haben eines gemeinsam: ihnen liegt ein verändertes Steuerungsverständnis zugrunde. Sie verwenden kein hierarchisches Steuerungsmodell mehr, sondern gehen davon aus, dass eine langfristige, detaillierte Vorausplanung einer Raum- oder Stadtentwicklung nicht möglich ist und dass die Ergebnisse einer Entwicklung überprüft werden müssen. In diesem neuen Steuerungsmodell wird eine „Steuerung von oben“ mit einer „Steuerung von unten“ verbunden. Eine solche Steuerungsform im Regelkreis von Planung, Umsetzung, Kontrolle und (Gegen-) Steuerung wird im betrieblichen Management als Controlling² bezeichnet. Unternehmensführungen erhalten durch Controlling führungsrelevante Informationen für Entscheidungen über Unternehmensziele und Maßnahmen (Küpper, 2001). Es sollte geprüft werden, inwieweit und unter welchen Bedingungen eine Übertragung des betrieblichen Controlling auf die Stadtentwicklung zu einer nachhaltigen Stadtentwicklung beitragen kann. Bei einer Anwendung dieses Steuerungsmodells auf die Stadtentwicklung würden bisher lineare Entschei-

dungsprozesse zu zyklischen Politik- bzw. Managementprozessen fortentwickelt (vgl. Weiland, 2001).

Zusammenfassend gibt es also deutliche Anzeichen für eine bereits stattfindende Veränderung der Stadtentwicklung und somit Belege für die eingangs formulierte These. Zu den drei zuvor genannten Fragekomplexen konnten erste Antworten gegeben werden. Die Vielfalt der zu berücksichtigenden Ausgangssituationen, Trends und Interessen, die Unwägbarkeiten zukünftiger Herausforderungen und die potenzielle Fehlerhaftigkeit von Richtungsentscheidungen legen es nahe, ‚lernende Systeme‘ einzuführen, d. h. Planungs- und Entscheidungssysteme, die jeweils die erreichten Ausgangssituationen reflektieren und Korrekturmöglichkeiten vorsehen.

¹ 133 Personen; Stadtverordnete, Mitarbeiter der Stadtverwaltung, Lokale Agenda-Akteure, Vertreter von Unternehmen/ Verbänden/ Wissenschaft/ Kultur

² Das hier verwendete proaktive Verständnis von ‚Controlling‘ soll nicht mit einer reinen ‚Kontrolle‘ verwechselt werden, bei der Steuerungsaspekte vernachlässigt werden.

Literatur

- Albers, G. (2005). Stadtentwicklungsplanung. In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ARL) (Hrsg.). Handwörterbuch der Raumordnung, S. 1067–1071, Hannover.
- Aring, J. & Sinz, M. (2006). Neue Leitbilder der Raumentwicklung in Deutschland Modernisierung der Raumordnungspolitik im Diskurs. In: DISP 165. 2/2006, S. 43-60.
- BAUGB Baugesetzbuch in der Fassung vom 23.09.2004, zuletzt geändert durch Art. 1 des Gesetzes vom 21.12.2006.
- BBR (Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung) (2006). Indikatoren und Karten zur Raumentwicklung und zur Bevölkerungsprognose des BBR. Bonn.
- BBR (2007). Laufende Raumbbeobachtung – Lebensbedingungen in Deutschland über Raum und Zeit. In: http://www.bbr.bund.de/cIn_007/nn_77088/DE/Raumbbeobachtung/Komponenten/LaufendeRaumbbeobachtung/laufenderaumbbeobachtung__node.html?__nnn=true (8.7.2007).
- Beaumont, J. & Musterd, S. (2005). Dossier on Governance and Urban Development Programmes in Europe. In: Tijdschrift voor Economische en Social Geografie. Vol. 96. No. 4. pp. 358 – 362.
- Beckmann, K. & Trutzel, K. (2007). Nutzung von Urban Audit-Daten – eine Arbeitshilfe für deutsche Städte. Hrsg.: Difu. Berlin.
- Birkmann, J. (2004). Monitoring und Controlling einer nachhaltigen Raumentwicklung. Indikatoren als Werkzeuge im Planungsprozess. Dortmund.
- Birkmann, J. (2005). Monitoring. In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ARL) (Hrsg.). Handwörterbuch der Raumordnung. Hannover. S. 668-674.
- BMVBS - Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (2006). Leitbilder und Handlungsstrategien für die Raumentwicklung in Deutschland. Verabschiedet von der Ministerkonferenz für Raumordnung am 30.06.2006. Berlin. http://www.bbr.bund.de/cIn_005/nn_23566/DE/Veroeffentlichungen/Sonderveroeffentlichungen/Downloads/DL_Leitbilder,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/DL_Leitbilder.pdf (16.04.2007)
- BMVBS & BBR (Hrsg.) (2006a). Perspektive Flächenkreislaufwirtschaft. Instrumente und Akteure in der Flächenkreislaufwirtschaft (Expertise). Bonn.
- BMVBS & BBR (Hrsg.) (2006b). Perspektiven der Raumentwicklung in Deutschland. Projektleitung: H. Lutter. Berlin/Bonn. http://www.bbr.bund.de/nn_22550/DE/Veroeffentlichungen/Sonderveroeffentlichungen/Downloads/PerspektivenRaumentwicklung/perspektiven.html (15.4.07)
- BMVBS (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen) (Hrsg.) (2005). Nachhaltige Stadtentwicklung – ein Gemeinschaftswerk. Städtebaulicher Bericht der Bundesregierung 2004. Berlin.
- BNATSCHG Bundesnaturschutzgesetz, Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege vom 25. März 2002, geändert durch Art. 5 G v. 24. 6.2004.
- Bovet, J. & Hanusch, M. (2006). Monitoring in der Raumordnungsplanung – Die Überwachung der erheblichen Auswirkungen der Durchführung von Regionalplänen auf die Umwelt. In: DVBI_ABH_06_0070 vom 26.09.2006.
- Büro der Leipziger Agenda 21 (2004). Kurzbericht zur Nachhaltigen Entwicklung der Stadt Leipzig 2004 auf der Basis ausgewählter Indikatoren. Autoren: Ralf Elsässer & Anne Maier. Leipzig.
- Bunge, T. (2005). Monitoring bei der Strategischen Umweltprüfung – Grundlegende Anforderungen nach den §§ 14m UVPG und 4c BauGB. In: UVP-report 19 (3+4). 2005. S. 124 – 130.
- Bunzel, A. (2006). Monitoring in der Bauleitplanung. Interpretation der gesetzlichen Regelung für die Praxis. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 38 (6). S. 177-181.

- Bunzel, A. & Jekel, G. (2006). Monitoring und Bauleitplanung. Difu-Beiträge zur Stadtforschung 46. Hrsg.: Deutsches Institut für Urbanistik. Berlin.
- Bunzel, A. & Preuß, T. (2006). Instrumentelle Konsequenzen für eine Flächenkreislaufwirtschaft. Manuskript Konferenz ‚Perspektive Flächenkreislaufwirtschaft‘ 17.11.06 BMVBS Berlin.
- Cools, M., Fürst, D. & Gnest, H. (2003). Parametrische Steuerung. Operationalisierte Zielvorgaben als neuer Steuerungsmodus in der Raumplanung. In: Stadt und Region als Handlungsfeld. Band 2. Hrsg.: Kompetenzzentrum für Raumforschung und Regionalentwicklung in der Region Hannover. Frankfurt/M. u. a.
- Dehne, P. (2005). Leitbilder in der räumlichen Entwicklung. In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ARL) (Hrsg.). Handwörterbuch der Raumordnung. Hannover. S. 608-614.
- Deutscher Bundestag, 15. Wahlperiode (2004). Städtebaulicher Bericht der Bundesregierung 2004: Nachhaltige Stadtentwicklung – ein Gemeinschaftswerk. BT-Drucksache 15/4610 vom 30.12.2004. Bonn.
- Einig, K., Grabher, G., Ibert, O. & Strubelt, W. (2005). Urban Governance. In: Informationen zur Raumentwicklung 9/10.2005. S. I-IX.
- Fischer, T. B. (2006). SEA in Spatial/Land Use Planning in the 25 Member States – a July 2006 Update. In: UVP-report 20 (3). 2006. S. 127-131.
- Flowers, J., Hall, P. & Pencheon, D. (2005). Mini-Symposium – Public Health Observatories: Public health indicators. In: Public Health 2005. 119. pp. 239-245.
- Friedrichs, J. (2005). Stadtentwicklung. In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ARL) (Hrsg.). Handwörterbuch der Raumordnung. Hannover. S. 1059-1067.
- Fürst, Dietrich (2005). Entwicklung und Stand des Steuerungsverständnisses in der Raumplanung In: DISP 163. 4/2005. S. 16 – 27.
- Gans, P. (2005). Schrumpfung. In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ARL) (Hrsg.). Handwörterbuch der Raumordnung. Hannover. S. 1004-1011.
- Gehrein, U. (2004). Nachhaltigkeitsindikatoren zur Steuerung kommunaler Entwicklung. Wiesbaden.
- Hanusch, M. Köppel, J. & Weiland, U. (2005). Monitoring-Verpflichtungen aus EU-Richtlinien und ihre Umsetzbarkeit durch die Landschaftsplanung. In: UVP-report 19 (3-4). S. 159-165.
- Hartmuth, G., Rink, D. & Huber, K. (2006). Kommunales Nachhaltigkeitsmonitoring. Das intranet-basierte, georeferenzierte Nachhaltigkeits-Informationssystem IGNIS. UFZ-Bericht 03/2006. Leipzig.
- Heiland, S., Tischer, M. Döring, T., Pahl, T. & Jessel, B. (2003). Indikatoren zur Zielkonkretisierung und Erfolgskontrolle im Rahmen der Lokalen Agenda 21. UBA-Texte 67/2003. Berlin
- Hohn, U. & Neuer, B. (2006). New Urban Governance: Institutional Change and Consequences for Urban Development. In: European Planning Studies Col. 14. No. 3. pp. 291 – 298.
- IISD (International Institute for Sustainable Development) (2006). Measurement and Assessment. <http://www.iisd.org/measure/compendium/searchinitiatives.aspx> (10.7.2007).
- Irmen, E. & Blach, A. (1999). Arbeitshilfen für eine nachhaltige Regionalentwicklung. Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung in den Regionen der Zukunft. Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, Bonn.
- Irmen, E. & Milbert, A. (2002). Nachhaltige Raumentwicklung im Spiegel von Indikatoren. Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (Hrsg.). Berichte des BBR. Band 13, Bonn.
- Jessop, B. (2002). Governance and Metagovernance: On Reflexivity, Requisite Variety, and Requisite Irony. In: Heinelt H. et al. (eds.). Participatory Governance in Multi-Level Context: Concepts and Experience. Opladen, pp. 33-58.
- Job, H. & Pütz, M. (Hrsg.) (2006). Grundlagen für eine nachhaltige Siedlungsentwicklung mit Fallbeispielen aus Bayern. Arbeitsmaterial der Akademie für Raumforschung und Landesplanung. Hannover.
- Keiner, M. (2005). Planungsinstrumente einer nachhaltigen Raumentwicklung. Indikatorenbasiertes Monitoring und Controlling in der Schweiz, Österreich und Deutschland. Innsbrucker Geographische Studien 35. Hall.
- Krautzberger M. & Stemmler, J. (2006). Zum Rechtsbegriff der nachhaltigen räumlichen Entwicklung, insbesondere § 1 Abs. 5 Satz 1 BauGB und § 1 Abs. 2 Satz 1 ROG. In: Erbguth, Oebbecke, Rengeling & Schulte (Hrsg.). Planung. Festschrift für Werner Hoppe. München, S. 317 ff.
- Küpper, H.-U. (2001). Controlling. Aufgaben und Instrumente. Stuttgart.
- Lutter, H. (2006). Neue Leitbilder der Raumentwicklung in Deutschland. In: RuR 6/2006. S. 441 – 450.
- Nuissl, H. & Heinrichs, D. (2006). Zwischen Paradigma und heißer Luft: Der Begriff der Governance als Anregung für die räumliche Planung. In: Altrock, U. (Hrsg). Sparsamer Staat – Schwache Stadt? Planungsrundschau 13. Berlin. S. 51-72.
- ODPM (Office of the Deputy Prime Minister)

- (2005). Sustainability Appraisal of Regional Spatial Strategies and Local Development Documents. Guidance for Regional Planning Bodies and Local Planning Authorities. London.
- Priebs, A. (2005). Raumordnung und Raumentwicklung als Zukunftsaufgabe. In: Geographische Rundschau 57 (2005). Heft 3. S. 4-9.
- Richtlinie 1992/43/EWG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21.05.1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie – FFH-Richtlinie), geändert durch Richtlinie 1997/62/EG vom 27.10.1997.
- Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie – WRRL).
- Richtlinie 2001/42/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27.06.2001 über die Prüfung der Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme (SUP-Richtlinie), ABI EG Nr. L 197 vom 21.7.2001.
- Richtlinie 2003/4/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 28 Januar 2003 über den Zugang der Öffentlichkeit zu Umweltinformationen und zur Aufhebung der Richtlinie 90/313/EWG des Rates. Amtsblatt der Europäischen Union L 41/26 v. 14.2.2003.
- ROG Raumordnungsgesetz, Artikel 2 des Gesetzes zur Änderung des Baugesetzbuchs und zur Neuregelung des Rechts der Raumordnung, vom 18. August 1997, zuletzt geändert durch Art. 2 G v. 24.06.2004 I 1359.
- Schink, A. (2005). Umweltprüfung für Pläne und Programme, Gemeinschaftsrechtliche Vorgaben und Fachplanung. In: Dokumentation zur 28. wissenschaftlichen Fachtagung der Gesellschaft für Umweltrecht e.V. in Leipzig 2004. S. 158 ff.
- Schmaus, B. (2005). Nachhaltigkeitsbericht 2004 – Indikatorensystem zur Überprüfung des Stadtentwicklungsplans Heidelberg 2010. In: Statisches Monatsheft Baden-Württemberg 9/2005. S. 38 – 43.
- Seidel-Schulze, A. (2007). Wie können Städte Urban Audit-Daten für sich nutzen? Neue Arbeitshilfe zur Nutzung von Urban Audit-Daten. In: Difü-Berichte 2/2007. Berlin. S. 17 f. www.statistik.nuernberg.de/urban-audit/ua2online/dashboard/Dashboard.htm (28.06.2007).
- Stadt Wiesbaden, Dezernat für Stadtentwicklung, Umwelt und Verkehr (2005). Indikatoren zur nachhaltigen Stadtentwicklung – Ergebnisse des Projektes „Städte der Zukunft“. Umweltbericht 19. Wiesbaden.
- Stüer, B. (2005). Der Nachhaltigkeitsgedanke als Kompensationselement in der planerischen Ausgleichsentscheidung. In: Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht (NVwZ). S. 508-515.
- Uechtritz, M. (2005). Umweltprüfung für Pläne und Programme, Raumordnung und Bauleitplanung. In: Dokumentation zur 28. wissenschaftlichen Fachtagung der Gesellschaft für Umweltrecht e.V. in Leipzig 2004. S. 206 ff.
- UN Habitat, United Nations Human Settlements Programme (2006). GUO Urban Indicators Database. http://www.unhabitat.org/programmes/guo/guo_indicators.asp (5.5.2007).
- Weiland, U. (1999). Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung – vom Monitoring zur politischen Steuerung? In: Weiland, U. (Hrsg.). Perspektiven der Raum- und Umweltplanung angesichts Globalisierung, Europäischer Integration und Nachhaltiger Entwicklung. Berlin. S. 245 – 262.
- Weiland, U. (2001). Planungszyklus für eine zukunftsfähige Entwicklung von Stadtregionen. In: Raumforschung und Raumordnung 4/2001. S. 392-401.
- Weiland, U. (2006). Sustainability Indicators and Sustainable Development. In: Wuyi, W., Krafft, T. & Kraas, F. Global Change, Urbanization and Health. China Meteorological Press. Beijing. pp. 241–250.
- Werheit, M. (2002). Monitoring einer nachhaltigen Stadtentwicklung. Dortmunder Beiträge zur Raumplanung 113. Dortmund.
- Wollmann, H. (2005). Evaluation. In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ARL) (Hrsg.). Handwörterbuch der Raumordnung. Hannover. S. 274-280.

Anschrift

Prof. Dr. Ulrike Weiland
Dr. Matthias Richter
Helmholtzzentrum für Umweltforschung – UFZ
Permoserstr. 15
04318 Leipzig

Email: ulrike.weiland@ufz.de

Email: m.richter@ufz.de

Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren in grenzüberschreitenden Stadtregionen

Developing of sustainability indicators in cross-border urban regions

FRANZ DOLLINGER, THOMAS PRINZ & STEFAN HERBST

Zusammenfassung

In den letzten Jahren entwickelte sich die EuRegio Salzburg - Berchtesgadener Land - Traunstein kontinuierlich zu einem gemeinsamen Arbeits-, Wirtschafts- und Lebensraum. Durch die veränderte Bedeutung von politischen und administrativen Grenzen kommt es zu einer schrittweisen räumlichen Ausdehnung funktionaler Verflechtungsräume. Diese Intensivierung grenzüberschreitender Aktivitäten und Verflechtungen führt dazu, dass räumliche Entwicklungsprozesse vermehrt grenzübergreifend analysiert und beobachtet werden müssen. Bei Planungsfragen im Rahmen der Europaregion Salzburg (Erstellung von Raumordnungsprogrammen sowie Infrastrukturplanung) hat sich gezeigt, dass hinsichtlich grenzüberschreitender Planungsgrundlagen und Raumindikatoren Handlungsbedarf besteht. Es müssen grenzübergreifende Planungsgrundlagen und Indikatoren entwickelt werden, um überhaupt nachhaltige und aufeinander abgestimmte Planungs- und Umsetzungsmaßnahmen in einer gemeinsamen, funktionalen Region ergreifen zu können. Hoch aufgelöste Planungs- und Entscheidungsgrundlagen werden mit Methoden der angewandten Geoinformatik entwickelt, um die grenzübergreifende nachhaltige Raum- und Infrastrukturplanung (z.B. S-Bahn von Salzburg ins Berchtesgadener Land) zu unterstützen. Dies ist eine bedeutende Grundlage für die Umsetzung einer nachhaltigen Regionalentwicklung und führt zu einer verbesserten Abstimmung von Siedlungsstruktur und Verkehrsinfrastruktur.

Räumliche Indikatoren, Planungsgrundlagen, Infrastrukturplanung, Euregio, Stadtregion, Nachhaltigkeit

Summary

In recent years the EuRegio Salzburg - Berchtesgadener Land - Traunstein developed continuously towards a common space in terms of employment, economy and living. The increase of cross-border activities and linkages leads to the need of transnational analysing and monitoring processes in spatial planning. The spatial implementation of sustainable development strategies - regardless of the administrative boundaries - is done by evolving transnational spatial indicators at different scales depending on the application. With the objectives of reducing infrastructure expenses and preservation of resources concerning settlement development (smart growth) and energy consumption the information derived from spatially explicit indicators is getting more and more important. High-resolution spatial indicators are developed by means of innovative methods of applied geographic information processing in order to support sustainable regional planning activities such as demand-oriented infrastructural planning (e.g. S-Bahn from Salzburg to Berchtesgadener Land). The developed indicators provide the basis for the realisation of sustainable regional planning and the coordination of settlement and infrastructure considering cross-border functional interdependencies of the urban agglomeration of the Salzburg region.

1. Einleitung

Seit dem Beitritt zur Europäischen Union im Jahr 1995 entwickelte sich die Stadtregion Salzburg kontinuierlich zu einem grenzübergreifenden Wirtschafts- und Lebensraum. Diesem Umstand tragen inzwischen auch die Landesentwicklungsprogramme von Bayern und Salzburg Rechnung, die einen zwischen den beiden Ländern abgestimmten Verdichtungsraum mit einem grenzüberschreitenden Stadt-Umland-Bereich festlegen.

Eine zukunftsorientierte und grenzübergreifende Regionalentwicklung steht vor der Herausforderung, ökologische, soziale und wirtschaftliche Aspekte im Planungsprozess gleichermaßen zu berücksichtigen. Dies ist Grundvoraussetzung für die Sicherstellung von Lebensqualität sowie Erfolgsbedingung für den Wettbewerb unter städtischen Regionen. Die querschnittsorientierte Beachtung dieser Faktoren erfordert bei der bedarfsorientierten Infrastrukturplanung oder der flächenspezifischen Ausweisung von Nutzungstypen einen großen

Koordinierungsaufwand. Dementsprechend groß ist der Bedarf an fundierten Entscheidungsgrundlagen. Die wachsende grenzüberschreitende Zusammenarbeit in verschiedenen Bereichen (Raumordnung, Verkehr, Infrastrukturplanung) und die Umsetzung des EuRegionale Entwicklungskonzeptes erfordern gemeinsam erarbeitete und grenzübergreifende Planungsgrundlagen. Für die weitere Entwicklung dieser Region ist die Abstimmung räumlicher Strategien, Planungen und Planungsgrundlagen von großer Bedeutung.

Im Rahmen des INTERREG IIIA Projektes "EuRegionale Raumindikatoren für die nachhaltige Regionalentwicklung" wurden erstmals grenzübergreifende Entscheidungsgrundlagen und hoch aufgelöste Raumindikatoren entwickelt, um darauf aufbauend nachhaltige Planungsmaßnahmen in der Europaregion Salzburg konkretisieren zu können. Das Forschungsstudio iSPACE des Austria Research Centers (Projektträger) entwickelte gemeinsam mit den Projektpartnern Land und Stadt Salzburg, dem Bayerischen Staatsministerium für Wirtschaft, Infrastruktur, Verkehr und Technologie, der Regierung von Oberbayern und dem Zentrum für Geoinformatik der Universität Salzburg (Z_GIS) grenzübergreifende Planungsgrundlagen und Raumindikatoren. Das Projektgebiet umfasst das Gebiet der EuRegion Salzburg - Berchtesgadener Land - Traunstein und somit auch die Kernstadt Salzburg, deren Stadtgrenze zugleich die Staatsgrenze zwischen Deutschland und Österreich ist. Über ausgewählte Projektergebnisse wird in diesem Beitrag berichtet.

Gerade in der grenzübergreifenden Regionalentwicklung und Infrastrukturplanung wird die Analyse und Bewertung räumlicher Prozesse und Verflechtungen als zentrale Aufgabe betrachtet. Planungsziel ist es, Siedlungsentwicklungen und infrastrukturelle Einrichtungen (Grunddaseinsfunktionen) in einer funktionalen, grenzübergreifenden Region vermehrt abzustimmen und gemeinsam zu entwickeln. Am Anwendungsfall der S-Bahn Planung Salzburg-Berchtesgaden wird demonstriert, wie durch den innovativen Einsatz der Geographischen Informationsverarbeitung die Abstimmung der regionalen Siedlungsentwicklung mit bestehenden und geplanten Haltestellen der S-Bahn unterstützt werden kann. Dies ist für eine nachhaltige Mobilität in der Europaregion Salzburg von wesentlicher Bedeutung.

2. Räumliche Nachhaltigkeit

Jahre nach der Rio-Konferenz und der Brundtland-Kommission sind viele Initiativen und Forschungstätigkeiten zur Umsetzung des

Leitbildes der Nachhaltigkeit zu registrieren, ihre konkrete Implementierung und „Messbar-machung“ im Planungsprozess steckt jedoch noch im Anfangsstadium. Das Konzept der Nachhaltigkeit und die Begriffsdiskussionen haben Umdenkprozesse in lokalen bis internationalen Entwicklungsstrategien bewirkt. In Städten, Ländern und Regionen haben sich im Zuge der Nachhaltigkeitsdebatte Leitbilder hinsichtlich der ökologischen, der ökonomischen und der sozialen Dimension verstärkt etabliert. Da das Konzept der Nachhaltigen Raumentwicklung allgemeiner Natur und sehr abstrakt ist, bedarf es einer Entwicklung von räumlichen Messgrößen zur begleitenden Beobachtung und Kontrolle von integrativen Raumentwicklungs- und Planungsprozessen. Die explizit in der Rio-Konferenz geforderte Entwicklung und Anwendung von Indikatoren zur Beobachtung, Kontrolle und Steuerung von Entwicklungen und Maßnahmen dieser Nachhaltigkeitsziele ist jedoch nicht einfach zu realisieren (Prinz, 2007).

Die Nachhaltigkeitsdiskussion wird auf verschiedenen Ebenen (Staatengemeinschaft / Land / Region / Gemeinde) mit unterschiedlichen Interessen und Inhalten geführt. Nachhaltigkeit soll sich „vor Ort“ wieder finden und in die politischen, administrativen und planerischen Abläufe integriert werden. Dem expliziten Raumbezug von Entscheidungsgrundlagen kommt bei der Konkretisierung einer nachhaltigen Siedlungs- und Raumentwicklung auf kommunaler aber auch auf regionaler Ebene eine besondere Rolle zu. Dieser wird aber bei den bisher entwickelten Indikatorenansätzen meist vernachlässigt. Zum Beispiel hat die Österreichische Bundesregierung im Jahre 2002 eine Strategie zur nachhaltigen Entwicklung beschlossen (Bundesministerium für Land- u. Forstwirtschaft, Umwelt u. Wasserwirtschaft, 2002). Diese Nachhaltigkeitsstrategie wurde von einer Arbeitsgruppe aus rund 40 Vertretern der Ministerien, Länder und Gemeinden, Sozialpartner, Interessenvertretungen und NGO-Plattformen erstellt und es wurden konkrete Leitziele diskutiert und formuliert sowie Indikatoren zur Messung der Fortschritte definiert. Dabei wurden pauschale Zielwerte und Indikatoren festgelegt, die in dieser Form problematisch sind, weil sie die regionalen Rahmenbedingungen viel zu wenig berücksichtigen (Braumann & Dollinger, 2007).

Für die nachhaltige Entwicklung einer Region ist die Abstimmung räumlicher Strategien und Entwicklungen von großer Bedeutung und zur Überprüfung werden regionalisierte Indikatoren benötigt. Im Falle der hier vorgestellten Infrastrukturplanung bedarf es der Erstellung von grenzübergreifend abgestimmten Planungs-

grundlagen und eines Sets an Indikatoren zur Umsetzung einer nachhaltigen Regionalentwicklung, einer bedarfsorientierten Infrastrukturplanung und einer begleitenden Raumbewachung (Monitoring).

3. Indikatoren – Konzept und Methodik

Qualitative Zielvorstellungen und Planungsleitbilder müssen, wenn sie nicht allgemeine und abstrakte Vorstellung bleiben sollen, durch Kenngrößen (Indikatoren) unter besonderer Berücksichtigung der Raumwirksamkeit quantifiziert werden. Indikatoren sind vereinfachte Modelle der Wirklichkeit, die sie beschreibbar, messbar und kommunizierbar machen. Nach dem klassischen Begriffsverständnis stellt ein Indikator einen Anzeiger zur Abbildung eines bestimmten, oft nicht direkt messbaren, komplexen Sachverhalts dar (SRU, 1998; Birkmann, Koitka, Kreibich & Lienenkamp, 1999; Coenen, 2000). Räumliche Indikatoren berücksichtigen besonders die räumliche Verteilung der Datenausprägungen. So ist beispielsweise die Bevölkerung in einer Gemeinde nicht gleichmäßig auf den gesamten Raum verteilt. Für räumliche Planungen ist bspw. die Berücksichtigung der tatsächlichen Verteilung der Wohnbevölkerung relevant. Räumliche Indikatoren sind unentbehrliche Planungsinstrumente sowohl auf lokaler, regionaler als auch auf internationaler Ebene.

Indikatoren sind ein wichtiger und integrativer Bestandteil von Konzepten und Programmen zur Unterstützung einer zielgerichteten Raumentwicklung. Die in Planungskonzepten enthaltenen Strategien und Zielvorgaben werden mit Hilfe von Indikatoren operationalisierbar gemacht. Indikatoren unterstützen die konkreten

Umsetzung von Konzepten, die Erreichung von Zielen und die Erfolgskontrolle. Bei der Konzepterstellung für Indikatoren besteht die Herausforderung, die Komplexität von Systemen zu reduzieren, dass

eine Messbarkeit möglich ist, gleichzeitig jedoch die Zusammenhänge und räumlichen Wechselbeziehungen in ihren Kernaussagen zu erhalten.

Das Beispiel in Abb. 1 zeigt die schrittweise Systematisierung der Planungsdimensionen in Teil- und Unterziele und deren Konkretisierung über Indikatoren. Durch diese deduktive Vorgehensweise besteht die Möglichkeit, Ziele nachhaltiger Entwicklung ab einer bestimmten Konkretisierungsstufe mittels Indikatoren operationalisierbar und z.T. messbar zu machen.

Die Abstimmung räumlicher Planung über administrative und nationalstaatliche Grenzen hinweg stellt sicherlich eine der größten Herausforderungen nachhaltiger Raumentwicklung dar. Basierend auf Datengrundlagen von Statistik Austria, Genesis Bayern und SAGIS werden Raumindikatoren für die Europaregion Salzburg und seinen engeren Pendlerverflechtungsbereich erarbeitet, die einen klaren Bezug zu vorhandenen raumplanerischen Zielen (beispielsweise Salzburger Landesentwicklungsprogramm, Regionalplan Südostoberbayern, Landesentwicklungsprogramm Bayern) aufweisen.

4. Raumbezug von Entscheidungsgrundlagen

Da für eine integrierte und nachhaltige Regionalentwicklung zahlreiche räumliche Informationen unterschiedlichster Herkunft benötigt wer-

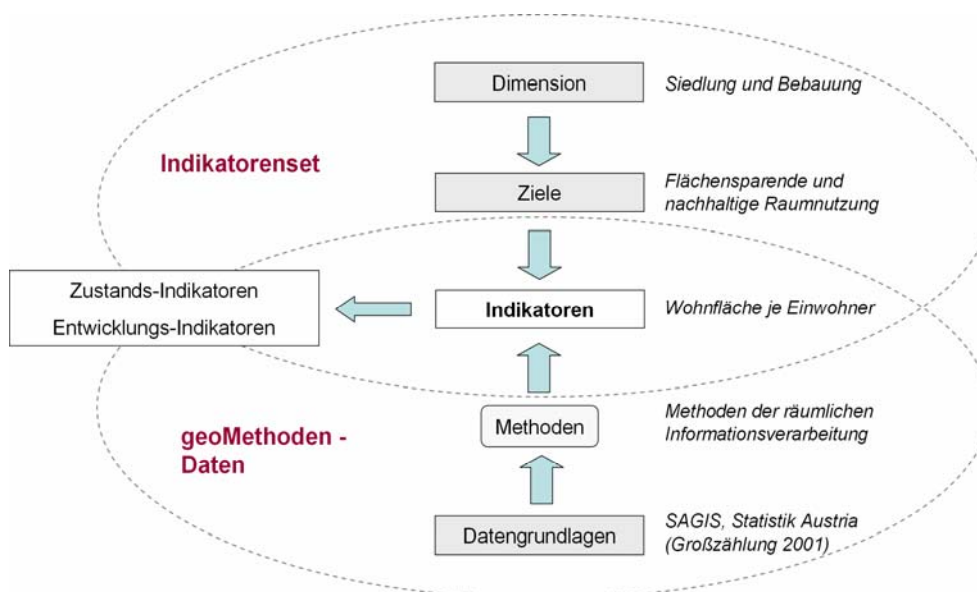


Abb. 1: Leitbildorientierte Planung mit Hilfe von Indikatoren; Quelle: Prinz 2005 verändert nach Flacke 2004

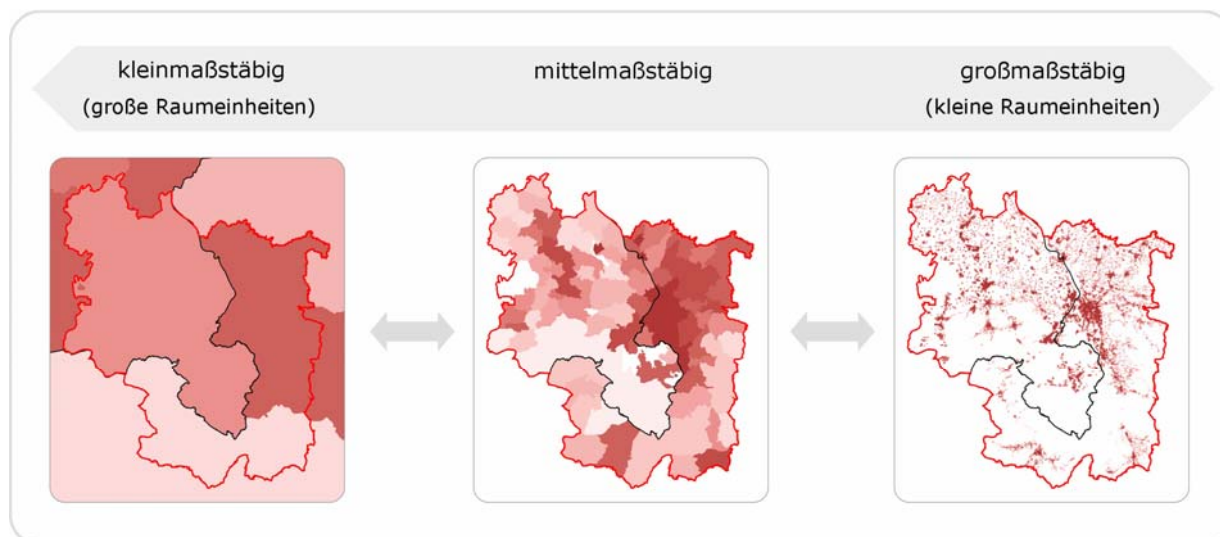


Abb. 3: Beispielhaftes demographisches Merkmal der EuRegio in verschiedenen Maßstabsbereichen (Nuts3 - Gemeinde - Raster 250m); Quelle: Prinz, Herbst, Spitzer, Eibl, Schöpfer & Bretz 2007

Dazu wurde in diesem Projekt ein Set an "Eu-Regionalen" Raumindikatoren entwickelt, das die gewünschte Information in verschiedenen Raumeinheiten (Nuts3 als europäisch vergleichbare statistische Regionen, Gemeinden, geografische Raster) bereitstellt (Prinz, Herbst, Spitzer, Eibl, Schöpfer & Bretz 2007. In Abb. 3 wird die Bedeutung des Maßstabs von räumlichen Indikatoren illustriert.

Die räumliche Referenz - der Raumbezug - ist für die Operationalisierung von Planungskonzepten und -strategien zur Raumentwicklung von großer Bedeutung. Je nach Aussageziel gibt es differenzierte Anforderungen an die räumliche Bezugsebene (Prinz, 2005). Bisher werden räumliche Indikatoren in der Regel als gering aufgelöste Parameter mit administrativem Raumbezug (Gemeinde/Kreise) aufbereitet. Dies hat zur Folge, dass gerade in sehr heterogen genutzten Regionen – wie beispielsweise Grenzregionen – die an administrativen, politischen oder nationalstaatlichen Grenzen orientierte Regionalstatistik häufig zu unrealistischen Werten führen kann. Dies birgt die Gefahr, dass planerisch relevante Information verdeckt und gemittelt und Risiken der Raumentwicklung nicht adäquat erkannt werden. So können aus hochaggregierten Daten auf Bezirks- oder Landkreis-Ebene kaum kleinräumige, lokale Aussagen, die weit unterhalb dieses Maßstabs liegen, für die großmaßstäbige grenzübergreifende Orts- und Regionalplanung abgeleitet werden. Abb. 3 zeigt ein demographisches Merkmal für die EuRegio in drei unterschiedlichen räumlichen Detaillierungsgraden. Während ein kleiner Maßstab zwar einen groben Überblick gewährt, kommen lokale Variationen erst bei zunehmender räumlicher Auflösung der zugrundeliegenden Daten – großer Maßstab – zum Vorschein.

In Zusammenarbeit und Abstimmung mit den Projektpartnern erfolgte die Entwicklung eines Sets an grenzübergreifenden Indikatoren auf verschiedenen räumlichen Ebenen. In Kapitel 5 werden weiterführende Überlegungen zum Einsatz der Indikatoren am Fallbeispiel S-Bahn angeführt. Bei der Auswahl der relevanten Planungs-Dimensionen und Ziele wurden folgende Entwicklungsprogramme und Planungsstrategien berücksichtigt:

- EUREK. Europäisches Raumentwicklungskonzept (Europäische Kommission, 1999)
- EuRegio Entwicklungskonzept (EuRegio Salzburg - Berchtesgadener Land - Traunstein, 2001)
- Salzburger Landesentwicklungsprogramm 2003 (Land Salzburg, 2003)
- Landesentwicklungsprogramm Bayern (Bayerische Staatsregierung, 2006)
- Regionalplan Südostoberbayern (Regionaler Planungsverband Südostoberbayern, o. J.)

In weiterer Folge wurden die verschiedenen Planungs-Dimensionen und Zielvorstellungen unter besonderer Berücksichtigung der nachhaltigen Raumentwicklung zusammengeführt. Es bedarf konkreter und operabler Entwicklungsziele, die sowohl quantitativ wie auch räumlich differenziert belegt werden können (vgl. Abb. 1).

Eine erste Zusammenstellung von Indikatoren zu den Dimensionen Demographie und Öffentlicher Verkehr mit Orientierung am Fallbeispiel S-Bahn ist in den Tabellen 1 und 2 wiedergegeben. In Zusammenarbeit mit den Projektpartnern erfolgte die Gewichtung in „Kern-“

Tab. 1: Grenzübergreifende Indikatoren zur Dimension Demographie

Demographie	Kernindikator	Ergänzungsindikator
Bevölkerungsdichte / -verteilung <i>Zahl der Einwohner pro km² / pro Rasterzelle (räumlicher Bezug: Nuts 3-Gebiete, Gemeinden, 125m / 250m Rasterzelle)</i>	X	
Bevölkerungsentwicklung mittelfristig (letzten 5 Jahre)		X
Bevölkerungsentwicklung langfristig (letzten 10 / 30 Jahre)		X
Unter 6-Jährige <i>Anteil der unter 6-jährigen Wohnbevölkerung an der gesamten Wohnbevölkerung je Gemeinde / Rasterzelle</i>		X
Unter 15-Jährige <i>Anteil der unter 15-jährigen Wohnbevölkerung an der gesamten Wohnbevölkerung je Gemeinde / Rasterzelle</i>	X	
Über 65-Jährige <i>Anteil der über 6-jährigen Wohnbevölkerung an der gesamten Wohnbevölkerung je Gemeinde / Rasterzelle</i>	X	
Abhängigkeitsverhältnis <i>(Zahl der unter 15-Jährigen + Zahl der über 65-Jährigen) / Zahl der 15-65-Jährigen * 100</i>		X

Tab. 2: Grenzübergreifende Indikatoren zur Dimension Öffentlicher Verkehr (Anwendungsfall S-Bahn)

Öffentlicher Verkehr (S-Bahn)	Kernindikator	Ergänzungsindikator
ÖPNV Erreichbarkeit <i>Anteil der Einwohner innerhalb einer fußläufigen Distanz (500m / 1000m) zu Haltestellen des öffentlichen Personennahverkehrs (S-Bahn)</i>	X	
Bauland im ÖV - Einzugsbereich <i>Wohnbauland innerhalb einer fußläufigen Distanz (500m / 1000m) zu Haltestellen des öffentlichen Personennahverkehrs (S-Bahn) in ha</i>		X

oder „Ergänzungsindikator“. Die Kernindikatoren haben als Grundlage für die Umsetzung von Entwicklungskonzepten und konkreten infrastrukturellen Planungen eine größere Bedeutung als die Ergänzungsindikatoren. Die Ergänzungsindikatoren werden in einem zweiten Schritt entwickelt.

Für die Entwicklung der Kernindikatoren wurden die notwendigen grenzübergreifenden Datengrundlagen erschlossen und kartographisch dargestellt. Die zukünftigen Arbeiten sehen eine weitere Konkretisierung von Zielen nachhaltiger Raumentwicklung in der Europa-region Salzburg mit dem entwickelten räumlich expliziten Indikatorenansatz vor.

Im folgenden Kapitel wird ein Anwendungsbeispiel zur nachhaltigen indikatorengestützten grenzübergreifenden Infrastrukturplanung (S-Bahn) vorgestellt.

5. S-Bahn: Grenzübergreifende Infrastrukturplanung

Zunehmend regionales und damit auch grenzüberschreitendes Denken und Handeln sind eine unabdingbare Basis für die Bewältigung gegenwärtiger und anstehender Herausforderungen, die durch den prognostizierten Anstieg des Verkehrsaufkommens im Großraum Salzburg offensichtlich sind. Der Großraum Salzburg weist seit Jahren steigende Einwohner- und Beschäftigtenzahlen sowie Pendlerströme auf. Im Zentralraum Salzburg steht der Ausbau des schienengebundenen Nahverkehrsnetzes (S-Bahn) an. Ein bedeutendes Ziel nachhaltiger Regionalentwicklung ist eine verstärkte Abstimmung von Siedlungsstruktur und Raumnutzung mit der Verkehrsinfrastruktur. Abb. 4 zeigt beispielhaft eine Gegenüberstellung von den grenzüberschreitenden Flächenwidmungen zu den bestehenden und geplanten Haltestellen im Landkreis Berchtesgadener Land.

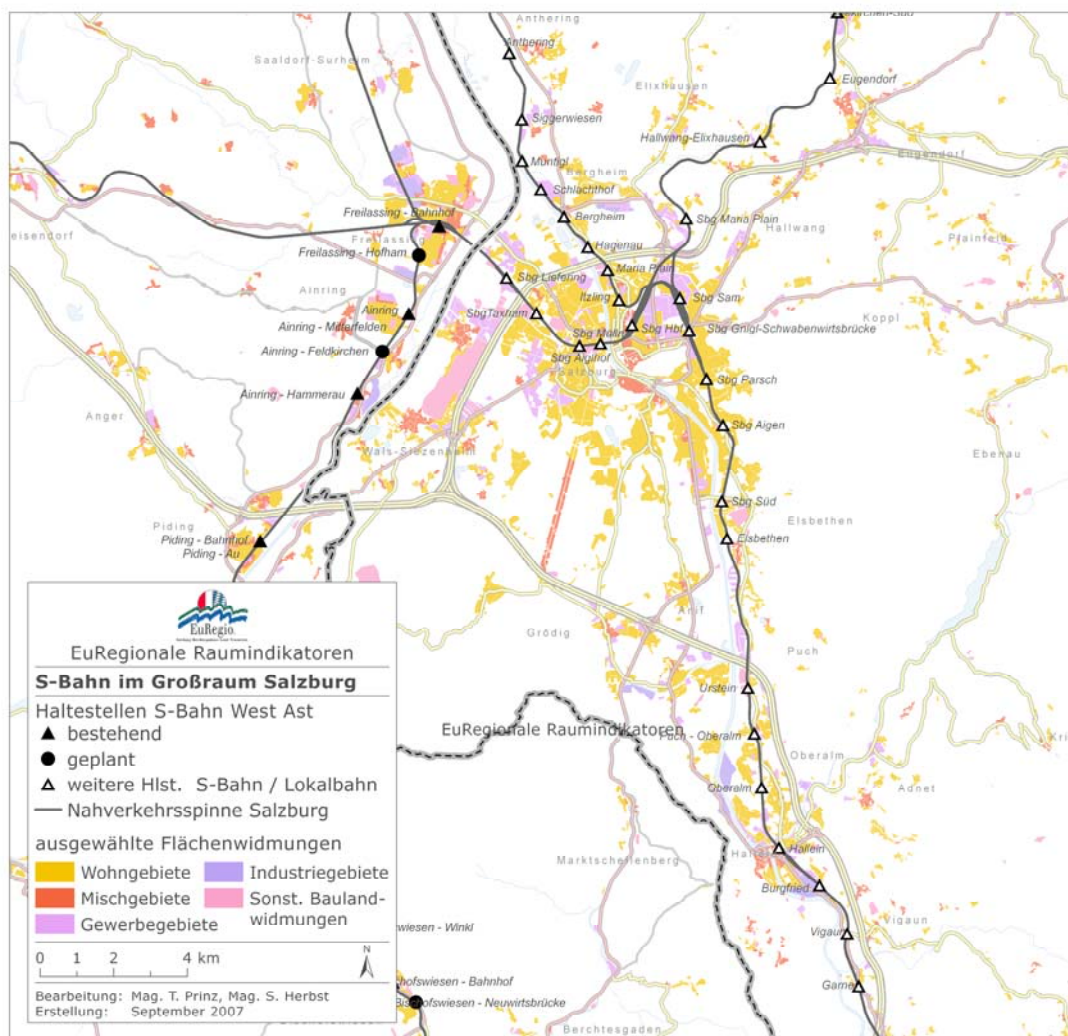


Abb. 4: Bestehende und geplante Haltestellen des S-Bahn West Astes mit der grenzübergreifend klassifizierten Flächenwidmung; Quelle: Prinz, Herbst, Spitzer, Eibl, Schöpfer & Bretz 2007

Als konkreter Anwendungsfall konnte im Projekt die Planung und Bewertung von Bahnhaltstellen auf Basis eines innovativen Analyseverfahrens auf der neuen S-Bahnlinie zwischen Salzburg und Berchtesgaden unterstützt werden. Sowohl die zurückzulegenden Fußwege – "Stadtregion der kurzen Wege" – wie auch die an der Wohnadresse gemeldete Wohnbevölkerung wurden in einer grenzübergreifenden Analyse berücksichtigt. Die entwickelten Entscheidungsgrundlagen werden in ein Haltestelleninvestitionsprogramm des Landkreises Berchtesgadener Land mit einfließen und somit zur Attraktivität der neuen S-Bahn beitragen. Damit konnte die Zielsetzung der gemeinsamen Grenzregion, ein EuRegionales S-Bahnssystem aufzubauen und das Modell der kurzen Wege in der Stadtregion und der fußläufigen Erreichbarkeiten zu realisieren, ein Stück weiter vorangebracht werden. Konkret wurden alle Teilschnitte und möglichen Haltestellen entlang der Bahnlinie Salzburg-Berchtesgaden dahingehend bewertet,

wo in den Einzugsbereichen die meiste Wohnbevölkerung erreicht werden kann. Dabei wurde ein realitätsnahes Analyseverfahren gewählt, das sich an den tatsächlichen Erreichbarkeiten der Haltestellen über existierende Zufahrten und Wege sowie an den tatsächlichen Wohnstandorten der Bevölkerung (bezogen auf Wohnadressen aus Meldedaten und punktgenaue Verortung im Einzugsbereich) orientiert.

Der Trassenabschnitt der S-Bahn (Golling-Berchtesgaden) wurde durch eine regelmäßige Kilometrierung der Trasse in Fiktivhaltestellen im Abstand von 100, 250 und 1.000 Meter (Abb. 5) unterteilt. Somit ist je nach Analyse- und Bewertungsmaßstab eine spezifische Betrachtung und Analyse der Potenziale durchführbar. Mittels der kartographischen Darstellung der ID (Entfernung zum Bahnhof Golling in km) ist immer die räumliche Zuordnung zur entsprechenden Potenziallinie möglich. Für jede fiktive Haltestelle wurde ein 1.500

Meter fußläufiger Einzugsbereich mit drei Entfernungsklassen (Klassenbreite = 500 Meter) generiert. Zur Auswertung werden die berechneten Erreichbarkeitsflächen durch eine räumliche Verknüpfung mit den Einwohnerzahlen verbunden. So erhält jede Erreichbarkeitszone die Summe der darin gemeldeten Wohnbevölkerung. Nach der Ermittlung der absoluten Einwohnerzahl (auf Raster- oder Adressbasis) erfordert die Potenzialberechnung eine Gewichtung dieser Einwohnerwerte entsprechend der Entfernung zur jeweiligen Haltestelle (Gewichtungswert zwischen 0 und 1). Die Erreichbarkeitspotenziallinien bilden die graphische Umsetzung dieser Potenzialwerte (Abb. 6), in-

dem die Werte für 1.000 und 1.500 m in ein Liniendiagramm übertragen und zusammen mit den bestehenden/diskutierten Haltestellen dargestellt werden.

Um die endgültige optimierte Lage der Haltestellen zu fixieren, müssen neben weiteren Potenzialen (Beschäftigte, Schüler, zentralörtliche Einrichtungen) verkehrstechnische und betriebliche Rahmenbedingungen, ÖPNV Verbindungsfunktionen (Umsteigehaltestellen), verkehrliche Integration etc. Berücksichtigung finden. Die weiteren Arbeiten sehen die grenzübergreifende Berücksichtigung von Erreichbarkeitspotenzialen u. a. für Beschäftigte und Schüler vor.

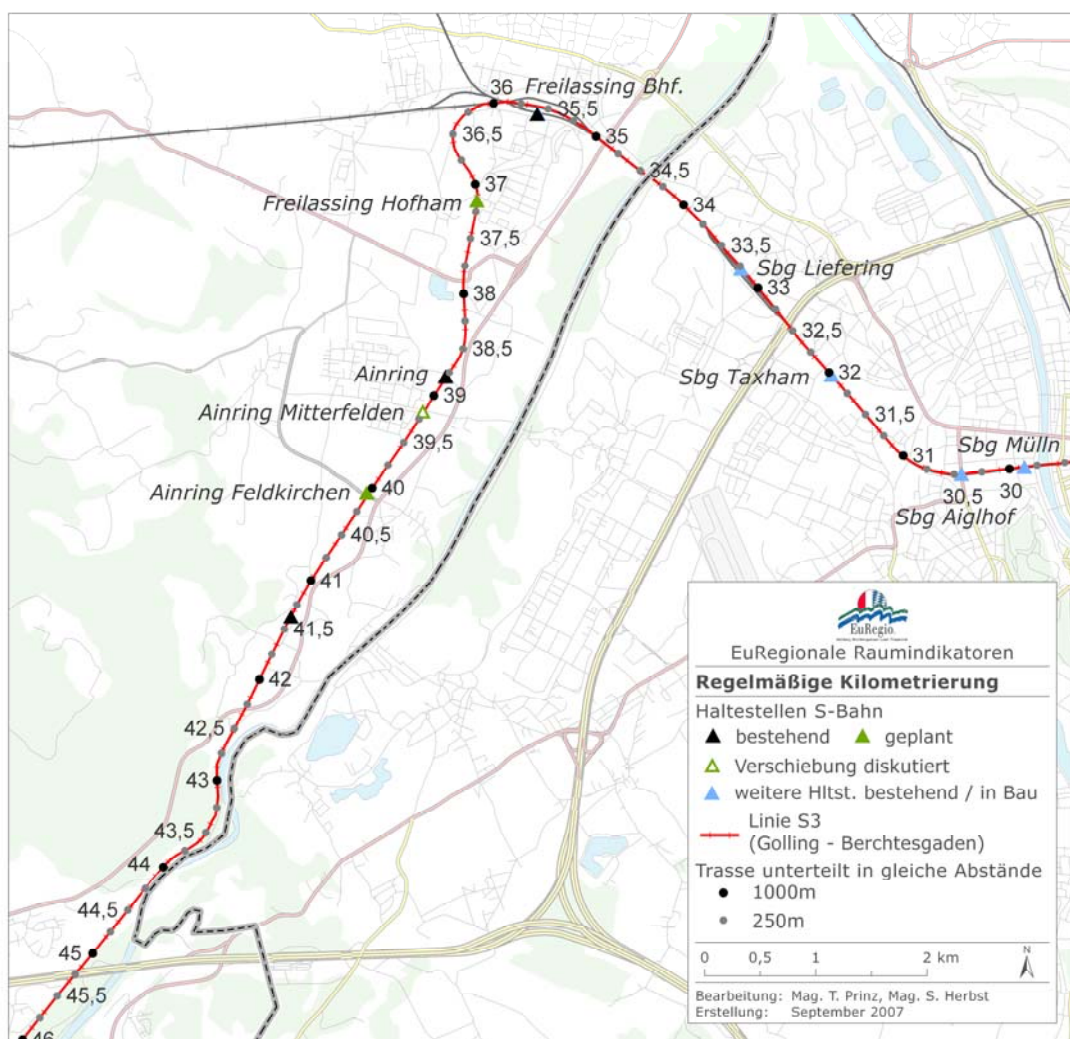


Abb. 5: Regelmäßige Kilometrierung der Trasse; Quelle: Prinz, Herbst, Spitzer, Eibl, Schöpfer & Bretz 2007

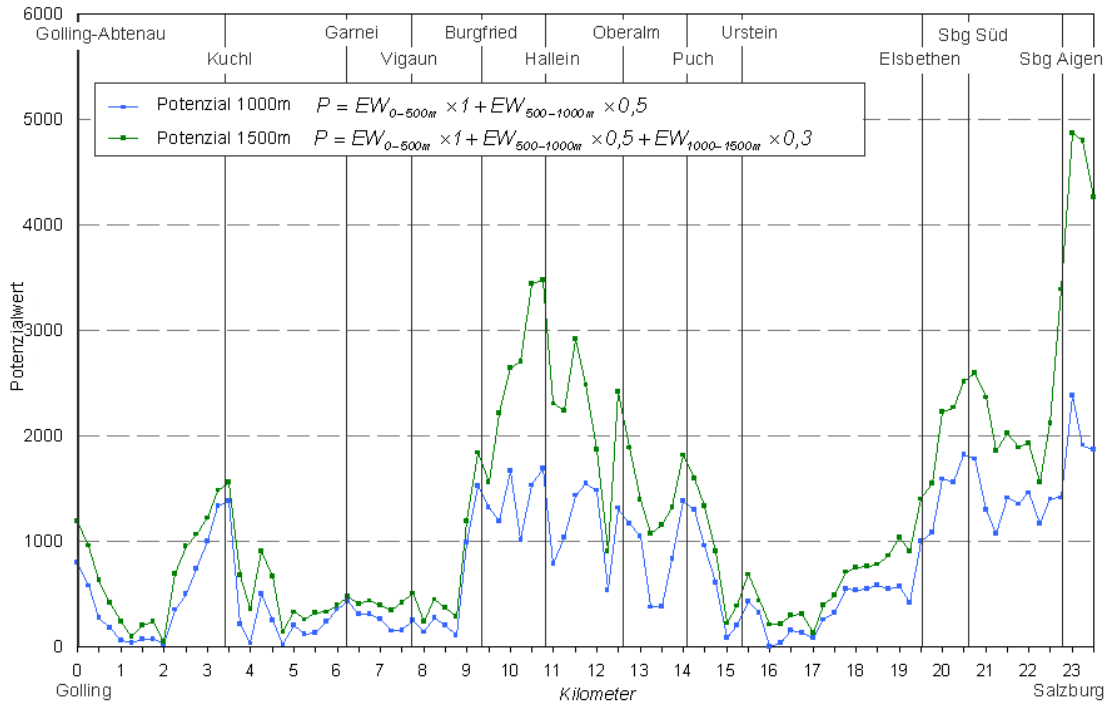


Abb. 6: Erreichbarkeitspotenziallinie S-Bahn; Quelle: Prinz, Herbst, Spitzer, Eibl, Schöpfer & Bretz 2007

6. Ausblick

In einer Kooperation zwischen Salzburg und Bayern wurden umsetzungsorientierte räumliche Entscheidungsgrundlagen entwickelt, um zukünftig in Fragen der grenzübergreifenden nachhaltigen Regionalentwicklung und Verkehrsplanung in der Europaregion Salzburg besser zusammenarbeiten zu können. Es werden wichtige Ergebnisse für die Raumforschung und die Zusammenführung sowie Nutzung der Geographischen Informationssysteme der Länder Bayern und Salzburg geliefert, um darauf aufbauend in gemeinsamen Fragen der Raumordnung und in der Raumbeobachtung künftig besser zusammenzuarbeiten. Andererseits stellt das INTERREG IIIA Projekt sehr umsetzungsorientierte Planungsgrundlagen zur Verfügung, um die S-Bahn-Haltestellenplanung auf der bayerischen Seite zu unterstützen und die ÖPNV-Angebote zu verbessern.

Die vorliegende Arbeit stellt einen speziellen Beitrag für die Entwicklung und Anwendung von grenzübergreifenden Nachhaltigkeitsindikatoren unter besonderer Berücksichtigung der räumlichen Dimension dar. Räumliche Entscheidungsgrundlagen für die Umsetzung einer systematisierten und nachhaltigen Raumentwicklung (Siedlungsentwicklung) werden den Entscheidungsträgern bereitgestellt.

Literatur

- Bayerische Staatsregierung (o.J.). Landesentwicklungsprogramm Bayern 2006. Hrsg. vom Bayerischen Staatsministerium für Wirtschaft, Infrastruktur, Verkehr und Technologie. München. 204 S.
- Birkmann, J., Koitka, H., Kreibich, V. & Lienenkamp, R. (1999). Indikatoren zur Operationalisierung des Leitbildes Nachhaltiger Entwicklung. In: Birkmann, J., Koitka, H., Kreibich, V. & Lienenkamp, R. (Hrsg.) Indikatoren für eine nachhaltige Raumentwicklung. Dortmund (= Dortmund Beiträge zur Raumplanung 96). S. 14 - 21
- Braumann, C. & Dollinger, F. (2007): Lässt sich der Flächenverbrauch auf 10% des Wertes von 2002 reduzieren? Eine Analyse aufgrund von Ergebnissen der Verbauungskartierung 1976-2003 und des Raumordnungsberichts 2005. SIR-Mitteilungen und Berichte, Bd. 33, S. 109-122
- EuRegio Salzburg - Berchtesgadener Land - Traunstein (Hrsg.). (2001). EuRegio Entwicklungskonzept. - Salzburg. 637 S.
- Coenen, R. (2000). Konzeptionelle Aspekte von Nachhaltigkeitsindikatorensystemen. In: ITAS Karlsruhe (Hrsg.). TA-Datenbank-Nachrichten, Nr. 2, 9. Jahrgang, S. 47 - 53.
- Europäische Kommission (Hrsg.) (1999). EU-REK. Europäisches Raumentwicklungskonzept. Auf dem Wege zu einer räumlich ausgewogenen und nachhaltigen Entwicklung der Europäischen Union. - Luxemburg. 87 S.

- Flacke, J. (2004). GIS-basierte Informationsinstrumente zur Unterstützung einer nachhaltigen Entwicklung der Flächennutzung in Siedlungs- und Verdichtungsräumen. - In: M. Schrenk (Hrsg.). Computergestützte Raumplanung - Beiträge zum Symposium CORP 2004.- Wien. S. 701 - 705
- Land Salzburg (Hrsg.) (2003). Salzburger Landesentwicklungsprogramm. Gesamtüberarbeitung 2003. Salzburg (= Entwicklungsprogramme und Konzepte, H. 3). 258 S.
- Bundesministerium für Land- u. Forstwirtschaft, Umwelt u. Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2002). Österreichs Zukunft Nachhaltig Gestalten. Die Österreichische Strategie zur Nachhaltigen Entwicklung. - Wien. 78 S. + 44 S. Anhang
- Prinz, T. (2005). Indikatoren für Raumbeobachtung und nachhaltige Raumentwicklung I – Grundlagen für die Überarbeitung des Sachprogramms Siedlungsentwicklung und Betriebsstandorte im Salzburger Zentralraum. - Salzburg, unveröffentlicht.
- Prinz, T. (2007). Räumliche Nachhaltigkeitsindikatoren als Planungsgrundlage. Integrative Bewertung von Siedlungsflächen in der Stadt Salzburg. Dissertation. Universität Salzburg, unveröffentlicht.
- Prinz, T., Herbst, S., Spitzer, W., Eibl, C., Schöpfer, E. & Bretz, B. (2007). EuRegionale Raumindikatoren für die nachhaltige Regionalentwicklung. Salzburg, 92 S.
- Prinz, T., Dollinger, F. & Herbst, S. (2007). EuRegionale Raumindikatoren für die grenzübergreifende Infrastrukturplanung. - In: J. Strobl, T. Blaschke und G. Griesebner (Hrsg.). Angewandte Geoinformatik 2007, Wichmann Verlag, Heidelberg, S. 583-588.
- Regionaler Planungsverband Südostoberbayern (Hrsg.). (o.D.). Regionalplan Südostoberbayern.
<http://www.regionalsüdostoberbayern.bayern.de/regplan/Textuebersicht/textueb.htm>, verfügbar am 12. September 2006.
- SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1998). Umweltgutachten 1998. Stuttgart.

Anschrift

Univ.-Doz. Dr. Franz Dollinger
Land Salzburg, Fachreferent Raumforschung
und grenzüberschreitende Raumplanung,
Postfach 527, 5020 Salzburg
E-Mail: franz.dollinger@salzburg.gv.at

Mag. Stefan Herbst
Mag. Thomas Prinz
Austrian Research Centers - ARC, Research
Studio iSPACE
Leopoldskronstraße 30, 5020 Salzburg
E-Mail: stefan.herbst@researchstudio.at
E-Mail: thomas.prinz@researchstudio.at

Die Abbildung von Entwicklungen durch stadtökologische Indikatoren-systeme

The Illustration of Developments by Urban Ecological Indicator Systems

WOLFGANG SOCHER

Zusammenfassung

In der Stadt Dresden wurde 1998 das Umweltmanagementsysteme *ecoBUDGET*[®] eingeführt. Es hatte zum Ziel, den Verbrauch natürlicher Ressourcen in der Stadt zu steuern. Gleichzeitig werden Wechselwirkungen mit der Stadtentwicklung und der umweltbezogenen Lebensqualität gezeigt. Daraus resultierende Diskussionen in der Politik oder Öffentlichkeit gibt es kaum. Als Ursachen werden sowohl äußere Bedingungen gesehen, aber auch Schwächen in der Darstellung und Vermittlung durch das Indikatoren-system selbst. Ökosystemare Zusammenhänge oder Konsequenzen der Entwicklungen werden nicht ausreichend deutlich.

Als mögliche Alternative bzw. Ergänzung zu den traditionellen Indikatoren wird die Nutzung von Strukturtypen vorgeschlagen. Es steht aber nicht die statistische Auswertung im Vordergrund, sondern der Zustand und die Entwicklung des einzelnen Blocks. Dabei wird der Block als Ganzes gezeigt, sein „Gesicht“. Die wesentlichen Eigenschaften sind auch für den Laien erkennbar. Kausale Zusammenhänge bzw. Prozesse werden aber nicht sofort deutlich. Die künftige Entwicklung des Blocks könnte mit Hilfe von Szenarien verdeutlicht werden. Weitere Vorteile und Grenzen werden diskutiert.

Stadtlandschaft, Indikatoren, Umweltmanagementsystem, Strukturtypen, Szenarien, Ökosystem

Summary

In 1998, the City of Dresden introduced the environmental management system *ecoBUDGET*[®], which aimed at steering the usage of natural resources in the city. The management system also shows interactions with city development and environmentally based quality of life. However, the level of public or political response is very low. The reasons for this phenomenon seem to be external effects, but also shortcomings in illustrating developments and communicating them by the indicator system. Obviously, intertwined urban processes and their consequences are not sufficiently made clear.

As possible alternative or supplement we suggest the usage of structure types. The goal is not the statistical analysis, but the quality and development of a separate block, by which we want to show the block as a whole, its „face“. In consequence, even laymen will be able to recognize important features, although causal connections or processes will not be perceptible to them immediately. The prospective development of blocks could be illustrated by scenarios. Further advantages and limits will be discussed.

1. Einleitung

Indikatoren-systeme im Umweltbereich gehören seit einiger Zeit für größere Städte zum Standard. Durch die mittlerweile mehrjährige Nutzung lassen sich für einzelne Umweltmedien Trends ablesen.

In jüngerer Zeit werden die Systeme inhaltlich erweitert, um den Nachhaltigkeitsaspekt mit zu erfassen. Ein Versuch eines einheitlichen europäischen Systems, an dem sich auch die Stadt Dresden beteiligt hat, sind die European Common Indicators (Ambiente Italia, 2003). Im Mittelpunkt dieser Betrachtung soll nicht die bloße Beschreibung oder Bewertung von Zuständen stehen, sondern die Bewertung der Entwicklungen und Schlussfolgerungen für aktives kommunales Handeln. Ziel soll die

Verbesserung der Qualität der Stadtlandschaft sein. Die sich gegenwärtig vollziehenden Veränderungen in den Städten als Ausdruck eines globalen Wandels lassen keine andere Wahl.

Doch sind die gegenwärtig für die kommunale Praxis verfügbaren Indikatoren-systeme überhaupt in der Lage, Qualitäten zu beschreiben und vor allem die Wege, wie man zu höherer Qualität kommt? Die Erfahrungen in der Stadt Dresden mit dem System *ecoBUDGET*[®] (ICLEI, 2004) zeigen hier ein sehr differenziertes Bild. Dabei ist *ecoBUDGET*[®] nicht nur ein Indikatoren-system, sondern es dient der Steuerung des kommunalen Verbrauchs an natürlichen Ressourcen. Das System beschränkt sich auf Umweltindikatoren, ist aber grundsätzlich erweiterbar. Es ist ein hochgradig politisches

System, denn der Ressourcenverbrauch soll nach ähnlichen Prinzipien wie der kommunale Finanzhaushalt gesteuert werden.

2. Kennzeichen hoher Qualität von Stadtlandschaft

Die Stadtlandschaft wird in erster Linie durch die Ausformung von städtischen Funktionen wie Wohnen, Arbeiten, Bewegen, Erholen, Ver- und Entsorgung bestimmt. Diese Funktionen verändern die natürlichen Gegebenheiten einer Stadt in erheblichem Maße, indem natürliche Ressourcen genutzt werden und verschiedenste Nebenprodukte entstehen. Unter Stadtlandschaft ist deshalb ein erweiterter Ansatz im Sinne urban landscape zu verstehen, wie er von Wu (2006) beschrieben wird.

Hohe Qualität von Stadtlandschaft erfordert, die städtischen Funktionen nicht nur für ihren ursprünglichen Zweck – z. B. Wohnen – zu optimieren, sondern sie müssen zusätzlich möglichst ressourcenschonend ausgestaltet werden und dürfen andere Funktionen nicht zu stark einschränken (z. B. Wohnungsleerstand an stark verlärmten Hauptverkehrsstraßen).

Die städtischen Funktionen sind schon allein bei der Betrachtung ihres eigentlichen Zwecks sehr komplex. Hinzu kommen Verflechtungen mit dem Umland (Pendlerverkehr) bis hin zu weltweiten Verknüpfungen (Import von Ener-

geträgern oder Nahrungsmitteln). Es erscheint deshalb unmöglich, die städtischen Prozesse analytisch abzubilden und daraus Handlungsempfehlungen abzuleiten.

Um für die Akteure (vom einzelnen Bürger bis hin zum Gemeinderat) diese Komplexität durchschaubar und operabel zu machen, muss sie zuerst wieder reduziert werden. Dazu dienen medienbezogene Indikatoren. Die Kunst besteht darin, diese Indikatoren in einem nächsten Schritt wieder in ihren Wechselwirkungen zu zeigen, so dass Aussagen zu den städtischen Funktionen und deren Nebenwirkungen möglich sind.

3. Einsatz von ecoBUDGET® in Dresden

Für eine ausführliche Darstellung von ecoBUDGET besteht hier keine Möglichkeit. Für den Interessierten sei hier nochmals auf ICLEI (2004) verwiesen. Die Übersicht über den Stand in Dresden ist auf der Website der Landeshauptstadt Dresden (2005) zu finden. ecoBUDGET ist als Steuerungsinstrument für eine Kommune konzipiert. Es soll nicht nur ein Zustand gezeigt, sondern aus den Entwicklungen sollen Handlungserfordernisse für die Gremien der Stadt ableitbar werden. Der prinzipielle Ablauf eines Steuerungszyklus ist in Abbildung 1 dargestellt.

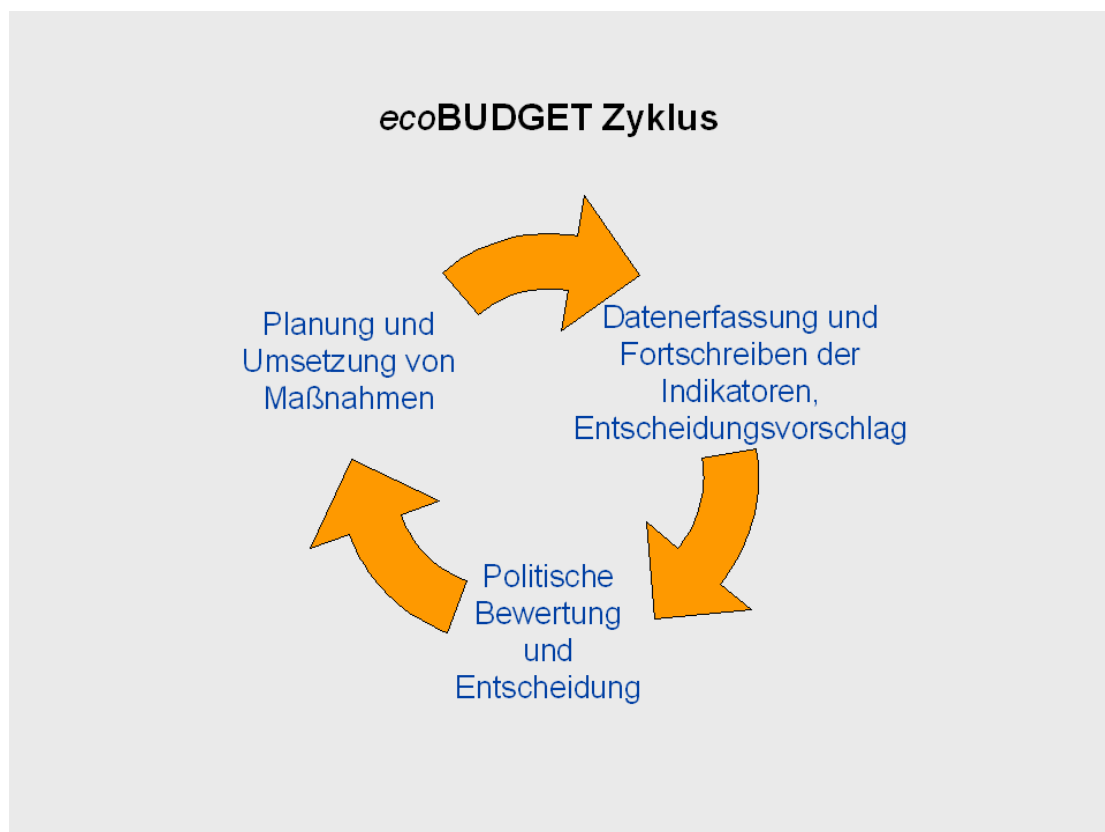


Abb. 1: Steuerungszyklus ecoBUDGET®

Das inhaltliche Spektrum der Indikatoren umfasst fünf Budget-Indikatoren, für die es kommunalpolitische Zielstellungen gibt. Das sind

- die spezifische CO₂-Emission
- die Inanspruchnahme von Siedlungs- und Verkehrsfläche,
- das Restabfallaufkommen pro Einwohner,
- den Chemischen Sauerstoffbedarf von Mischkanalüberläufen in das Gewässersystem sowie
- der Anteil Umweltverbund am Modal Split.

Die zweite Gruppe umfasst neun eher klassische Umweltindikatoren, sie werden als Vermögensindikatoren bezeichnet. Dieser Gruppe entstammt auch das Beispiel aus Abb. 2. Die dritte Gruppe umfasst neun Stadtentwicklungsindikatoren. Hier wird versucht, Umweltbelange mit Stadtentwicklung bzw. Auswirkungen auf den Menschen zu verbinden. Hierzu zählen die Betroffenheit gegenüber Luft- und Lärmbelastungen, stadtklimatische Auswirkungen oder der Grad der Flächenauslastung. Diese letzte Gruppe von Indikatoren soll den Blick wieder verstärkt auf die städtischen Funktionen, hier vorrangig Wohnen, lenken.

Das gesamte System wurde 1998 vom Stadtrat beschlossen. Es konnten nur solche Indikatoren aufgenommen werden, bei denen zumindest im Grundsatz die vorgesehene zwei-

jährliche Fortschreibung möglich ist. Die Ergebnisse werden dem ebenfalls zweijährlich erscheinenden Faktenbericht Umwelt vorangestellt.

Man kann vom erfolgreichen Einsatz des Systems sprechen, wenn die Entscheidungsträger den Vorschlägen folgen und die Durchführung von Maßnahmen zur Verbesserung der Stadtlandschaft beschließen. Dies ist jedoch keinesfalls die Regel, so dass der Punkt „Planung und Umsetzung von Maßnahmen“ einfach übersprungen wird. Das bedeutet, dass letztlich nur ein Zustand „zur Kenntnis genommen“ wird. Das ist allerdings ein normaler kommunalpolitischer Vorgang nicht nur im Umweltbereich, denn fast täglich entstehen Entscheidungsvorlagen für die Gremien. Es ist auch aus finanziellen Erwägungen heraus unmöglich, allen zu folgen.

Eine aktive, kommunalpolitisch gewollte Qualitätsverbesserung der Stadtlandschaft wird nur dann stattfinden, wenn das Ziel und die Notwendigkeit des Handelns deutlich gemacht werden können. Besonders in strukturschwachen Regionen stehen umweltpolitische Vorhaben in starker Konkurrenz z. B. zur Arbeitsmarktpolitik.

Es wurde versucht, die Indikatoren in möglichst einfacher und eingängiger Form anzubieten. Ein Beispiel zeigt Abbildung 2.

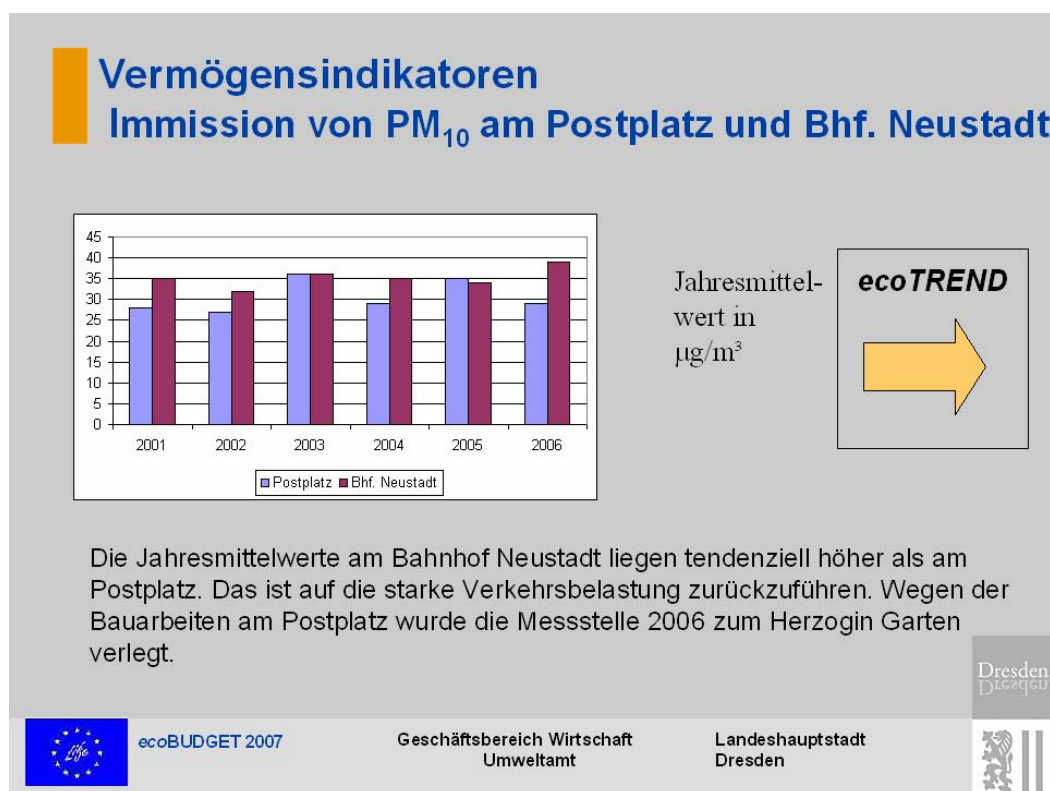


Abb. 2: Beispiel für Darstellung eines ecoBUDGET - Indikators

Nach fast 10 Jahren Anwendung kehrt Ernüchterung ein. Eine politische Diskussion des Gesamtkonzepts findet praktisch nicht statt, öffentliche Reaktionen gibt es kaum. Auch bei Grenz- oder Zielwertüberschreitungen für einzelne Indikatoren sind die Reaktionen eher verhalten. Warum kann ein Umweltmanagementsystem wie *ecoBUDGET*[®] die gesetzten Erwartungen nicht erfüllen? Weshalb bleiben negative Entwicklungen ohne Konsequenz bzw. werden auch positive nicht gewürdigt? Sollte die Grundstruktur des Systems *ecoBUDGET*[®] geändert werden? In letzter Konsequenz: Sind Indikatorensysteme überhaupt geeignet, eine komplexe stadtoökologische Situation für die Öffentlichkeit so darzustellen, dass Anforderungen für eine Stabilisierung oder Verbesserung abzuleiten sind?

4. Mögliche Ursachen für eine unzureichende Wirkung

4.1 Äußere Einflüsse

Bei der Analyse der Ursachen sollte man zwischen äußeren und inneren unterscheiden. Äußere Ursachen sind die Konkurrenz zu anderen Handlungsfeldern, die derzeit anscheinend unter größerem öffentlichen Handlungsdruck stehen. Als Beispiele seien genannt:

- Standortwettbewerb auf Grund der Globalisierung. Es herrscht die Meinung vor, dass ambitionierte Umweltziele als Nachteil im Wettbewerb gesehen werden, weil die Städte Flexibilität einbüßen.
- Deregulierung als politisches Ziel soll nicht durch kommunale Vorgaben ausgehöhlt werden.
- Öffentliche Meinung: Der Umweltzustand hat sich sehr verbessert, eine weitere Verbesserung kostet zuviel.
- Personal- und Finanzausstattung der Kommunen. In den letzten Jahren hat es – nicht zuletzt wegen des hohen Schuldenstandes – einen starken Personalabbau gegeben, so dass im wesentlichen nur noch gesetzliche Pflichtaufgaben vollzogen werden können.
- Faktor Mensch: Mögliche Risiken werden verdrängt, Veränderungen des Lebensstils sind unbequem und könnten auch den sozialen Status beeinträchtigen.

Diese Aspekte müssen selbstverständlich beachtet werden, sie sind aber unabhängig vom gewählten Indikatorensystem und dessen Darstellung. Doch auch in den Indikatorensystemen selbst liegen Schwächen. Davon sollen

einige etwas tiefergehend dargestellt werden. Es muss betont werden, dass es sich dabei nicht um eine systematische Schwächenanalyse handelt, sondern um einen Erfahrungsbericht aus der kommunalen Praxis. Im Hintergrund geht es immer um die Entwicklung und sich daraus ableitende Konsequenzen, nicht um die Augenblicksdarstellung eines Zustandes.

4.2 Fachlich begründete Relevanz gegen öffentliche Wahrnehmung

In der öffentlichen Wahrnehmung spielt es kaum eine Rolle, ob ein Prozess mit sehr kurzen charakteristischen Zeiten abläuft oder mit sehr langen. Somit werden auch keine Unterschiede bei etwa notwendigen Regenerationszeiten von Störungen gemacht. Die völlig unterschiedliche Bedeutung für die Stabilität des Ökosystems wird ausgeblendet. Beispiele hierfür sind die Konzentration von Luftschadstoffen an einer Messstelle (kurzfristige Regeneration) oder die Qualität des Grundwassers (langfristige Regeneration). Auch unsere Indikatoren geben eine solche Unterscheidung nicht her.

4.3 Widersprüche innerhalb des Umwelt- und Naturschutzes

Mit zunehmender Aufmerksamkeit für den Klimawandel rücken auch stadtplanerische Möglichkeiten zur Reduktion der CO₂-Emission wieder in den Vordergrund. So kann durch eine kompakte Stadtstruktur mit urbanen Baudichten, wirtschaftlicher Infrastruktur und verringertem Verkehrsaufkommen eine durchaus beachtliche CO₂-Reduktion erzielt werden (Gassel et. al., 1997).

Diese Verdichtung kann jedoch mit Maßnahmen, die der Adaption an den Klimawandel oder der Verbesserung der Luftqualität dienen, in Konflikt geraten. Planerische Ziele wie großzügige Durchgrünung, Freihalten von Luftleitbahnen, Vegetationskühlung oder dezentrale Niederschlagswasserbewirtschaftung setzen einer weiteren Verdichtung Grenzen.

Eine wissenschaftlichen Kriterien standhaltende, in der kommunalen Praxis einsetzbare Lösung für diese Konfliktbewältigung ist nicht bekannt. In der Außendarstellung werden diese ungelösten Konflikte sichtbar und als Schwäche oder Mangel wahrgenommen. Auch die *ecoBUDGET*[®] –Indikatoren, die die verschiedenen Seiten der Thematik sehr wohl wiedergeben, stellen hier keine Hilfe dar.

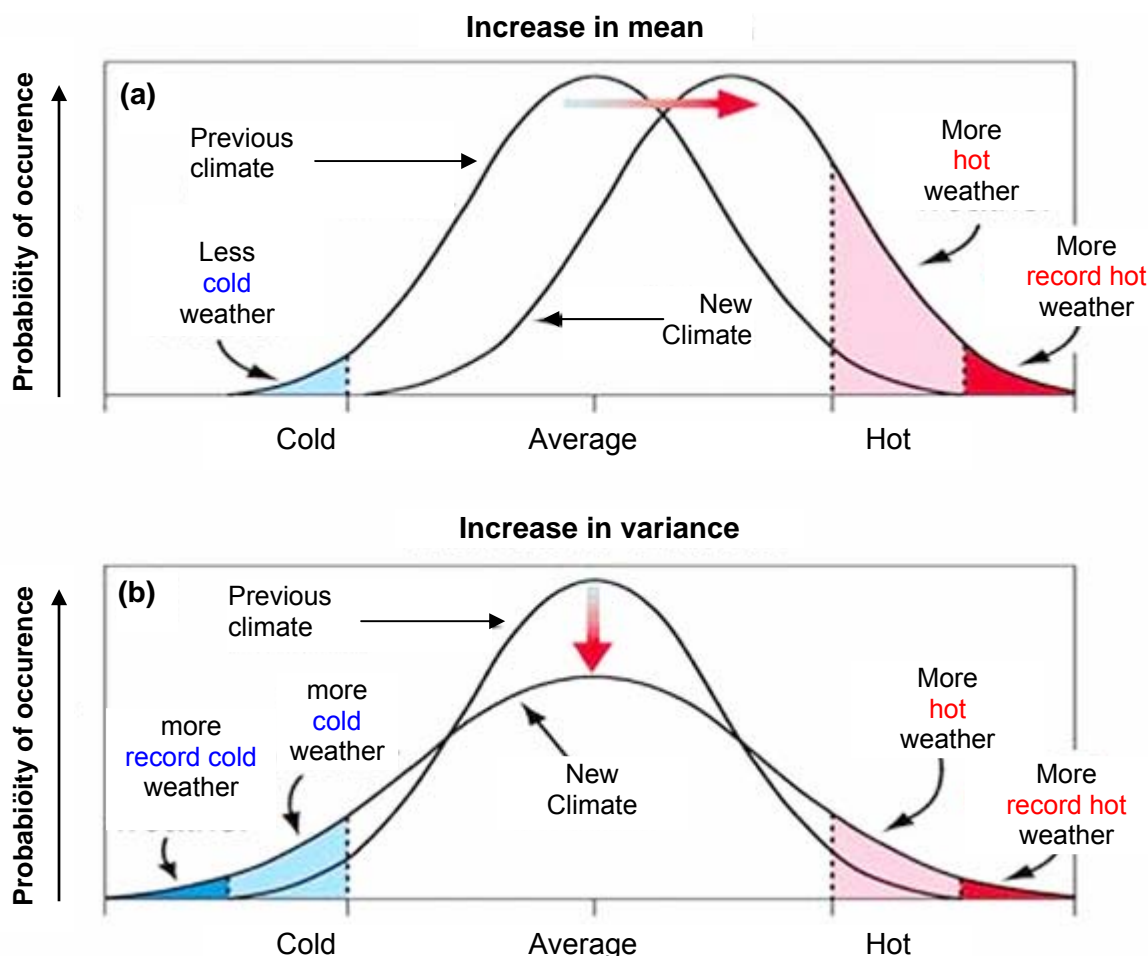


Abb. 3: Annahme einer bloßen Mittelwertverschiebung (3a), obwohl die Einzelereignisse stärker streuen (3b) (IPCC, 2001).

4.4 Unkritische Darstellung von Mittelwerten

Das mittlere Einkommen in einem Land, die mittlere Lebenserwartung oder auch die mittlere Konzentration eines Schadstoffes sind Begriffe, mit denen wir fast täglich konfrontiert werden und auf denen auch politische Entscheidungsprozesse aufbauen. Den wenigsten, die mit diesen Begriffen operieren, sind aber die Eigenschaften der zu Grunde liegenden Verteilungen bekannt. Die Möglichkeit von Fehlentscheidungen, weil z. B. Asymmetrie oder unterschiedliche Varianzen nicht berücksichtigt werden, ist groß. Hier soll das am Beispiel der Änderung von Verteilungen, die durch den Klimawandel hervorgerufen werden, erläutert werden. Abbildung 3a zeigt nur eine Verschiebung des Mittelwertes, wobei die Varianz konstant bleibt. Das entspricht nach unseren Erfahrungen der Meinung des größten Teils der Öffentlichkeit: Ein wenig wärmeres Klima könne doch gar nicht schaden! Das aber gleichzeitig die Varianz der Wetterereignisse zunimmt (Abb. 3b), es also neben den wärmeren durchaus auch noch kalte Abschnitte geben kann, wird dabei verdrängt. Der Stress für das städtische Ökosystems resultiert aus bei-

den Faktoren: Zunahme der mittleren Temperatur bei gleichzeitiger Zunahme der Streubreite der möglichen Ereignisse.

Die bloße Darstellung von Mittelwerten in einer Trendkurve würde eine Entwicklung vortäuschen, die maßgebliche Auswirkungen nicht vermitteln kann. Selbstverständlich ist es möglich, hier zusätzlich Fehlerbalken einzutragen. Das trägt aber nicht zum besseren Verständnis in der Öffentlichkeit bei, sondern verwirrt eher.

4.5 Sehr langsam ablaufende Vorgänge

Generell gilt große Aufmerksamkeit Vorgängen mit hoher Dynamik. Langsam ablaufende Prozesse, wie Bodenversiegelung oder der Verlust von Arten werden weniger intensiv wahrgenommen. Die Brisanz auch kleiner Veränderungen über eine längere Zeit wird nicht erfasst. So wird zwar über den Klimawandel viel geredet, welche Auswirkungen aber eine etwa um vier Grad Kelvin höhere Jahresmitteltemperatur in der Mitte unseres Jahrhunderts für die Stadt Dresden haben kann (Freistaat Sachsen, 2005), ist weder vorstell- noch vermittelbar. Somit besteht auch keine Bereitschaft zum kurzfristigen Handeln. Trotzdem

durchgeführte Maßnahmen werden eher durch die sich vollziehende Energiepreisentwicklung angestoßen.

4.6 Darstellung von Wechselwirkungen

Die Berücksichtigung von Wechselwirkungen ist sogar im Gesetz zur Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG, 2005) gefordert. Liest man die entsprechenden Abschnitte in Umweltverträglichkeitsprüfungen (UVP-Gesellschaft, 2006), stellen die oft verwendeten verbal-argumentativen Beschreibungen eher eine vornehme Umschreibung der Unkenntnis entsprechender Prozesse dar. Das scheint aber den Stand der Erkenntnis widerzuspiegeln und weniger die Leistungsfähigkeit der UVP-Gutachter.

Dabei drängen sich folgende Fragen auf: Welche Prozesse in der Stadt können zu irreversiblen Änderungen des städtischen Ökosystems als Ganzes führen? Wo liegen die Schwellen oder kritischen Punkte für derartige Änderungen? Wie lange können wir strukturelle Fehlentwicklungen (Suburbanisierung) durch höheren Energieeinsatz kompensieren? Dass diese Fragen nicht nur akademischer Natur sind, zeigen regelmäßig die Diskussionen im Rahmen der Bauleitplanung, wenn es um die Ausweisung neuer Bauflächen im Außenbereich geht: Von Seiten der Kommunalpolitik werden nur Vorteile im Hinblick auf neue Arbeitsplätze oder Zuzug neuer Einwohner gesehen.

Ein anderes Beispiel ist die Mobilität: Wodurch ist „ortsverträglicher“ oder „sozialverträglicher Verkehr“ (Landeshauptstadt Dresden, 1994) bestimmt? Wann ist er nicht mehr ortsverträglich?

Wachstumsprozesse werden fast immer als linear und stetig, aber fast nie als nichtlinear wahrgenommen. Daraus ergeben sich Fehleinschätzungen insbesondere dann, wenn es um die Interaktion von Prozessen geht. Ein Beispiel ist die Bevölkerungsentwicklung. Derzeit wird in Dresden ein Bevölkerungswachstum registriert, das auch noch mindestens zehn Jahre anhalten wird. Danach wird ein deutlicher Bevölkerungsrückgang erwartet, die verbreitete demographische Entwicklung im Osten Deutschlands wird dann auch Dresden „einholen“.

Aus der aktuellen Entwicklung wird jedoch ein hoher Bedarf an zusätzlichen Wohnungen abgeleitet (im Wesentlichen Ein- und Zweifamilienhäuser). Die durchgeführten Bedarfsrechnungen zeigen aber, dass das vorhandene Potenzial (inklusive hohem derzeitigem Wohnungsleerstand) mehr als ausreichend ist (Landeshauptstadt Dresden, 2007). Die lang-

fristige Bindung von natürlichen Ressourcen und Kapital wird bei derartigen Forderungen nicht beachtet. Die Folge wird ein Mehrfaches an Wohnungsleerstand und schlecht ausgenutzter Infrastruktur sein.

5. Lösungsansätze

5.1 Grundsätzliche Anforderungen

Die angerissenen Beispiele sollten verdeutlichen, dass heute gebräuchliche Indikatoren und auch darauf aufsetzende Steuerungssysteme nur unzureichend in der Lage sind, eine Bewertung der Qualitätsentwicklung von urbanen Ökosystemen oder der Stadtlandschaft zu ermöglichen.

Um aus einer solchen Bewertung Maßnahmen abzuleiten, bedarf es einiger grundlegender Voraussetzungen für ein derartiges System, wenn es in der Kommunalpraxis Anwendung finden soll: Die notwendigen Daten müssen mit vertretbarem Aufwand in einem regelmäßigen Turnus zur Verfügung stehen. Die Aussagen müssen nachvollziehbar, verständlich und lebensnah sein. Die Erkennbarkeit von Zusammenhängen muss Vorrang vor der Genauigkeit der Einzelergebnisse haben. Die daraus resultierende mögliche Bandbreite von Entwicklungen ist dabei kein Nachteil, sondern eine logische und zu akzeptierende Folge. Letztlich sind es Anforderungen, die auf Transdisziplinarität hinauslaufen (Wu, 2006).

5.2 Nutzung von Strukturtypen

Bereits seit Ende der 1990er Jahre werden in der Landeshauptstadt Dresden Erhebungen von und Beschreibungen auf der Ebene von Strukturtypen eingesetzt (Duhme & Pauleit, 1992; Heber & Lehmann, 1993; Wickop et al., 1998). Einheiten auf der Basis statistischer Blöcke werden an Hand ihrer baulichen oder sonstigen Nutzungsstruktur charakterisiert und vordefinierten Typen zugeordnet. Damit erhält man einen statistischen Datensatz, der von seiner Nutz- und Handhabbarkeit zwischen gesamtstädtischen Kenngrößen und denen von Einzelobjekten liegt.

Derzeit werden Strukturtypen zur Darstellung der Versiegelung, der Flächeninanspruchnahme oder der Ausnutzung vorhandener Bauflächen im ecoBUDGET[®] genutzt. Weitere Aussagen erfolgen zur Bevölkerungsdichte, erstmals liegt auch ein Datensatz zum blockbezogenen Grünvolumen vor (Meinel & Hecht, 2005).

Die möglichen Potenziale werden noch nicht ausreichend genutzt. Das scheitert u. a. an der Verfügbarkeit weiterer Sachdaten, die sich an die Strukturtypen ankoppeln lassen. Erste Gespräche mit Versorgungsunternehmen (E-

nergie, Gas und Wasser) sind bereits geführt, hier gilt es insbesondere den Datenschutz zu beachten.

Neben der statistischen Auswertemöglichkeit hat auch jeder Block, jede Struktureinheit ein „Gesicht“. Ausgehend vom Block als Einzelobjekt sollen Möglichkeiten vorgeschlagen werden, einige der oben geschilderten Nachteile von Indikatoren zu vermeiden. Leider sind diese Vorschläge nicht mit Instrumenten untersucht und demzufolge auch nicht verwirklicht. Sie sind als Anregung an die Wissenschaft zu verstehen, die Lücke zwischen wissenschaftlicher Erkenntnis und kommunaler Anwendung zu schließen.

Jeder Block wird durch seine Nutzung geprägt. Diese Nutzungen können im Sinne des Ökosystems belastend oder entlastend wirken. Beispiele für Belastungen sind Versiegelung, Erzeugung von Schadstoffen bzw. Abwärme oder ein erhöhter Oberflächenabfluss. Entlastungen können mikroklimatischer Ausgleich, Speicherung von Wasser, Erholungseignung oder Lebensraum für Arten sein. Die funktiona-

le Ausgestaltung der Blöcke entscheidet über das Verhältnis von Be- und Entlastung.

Dabei steht nicht mehr der einzelne Indikator im Mittelpunkt, sondern das Zusammenwirken verschiedener Nutzungen auf einer überschaubaren Fläche und die sich daraus ableitende Qualität.

Ein einfaches Beispiel soll diesen Vorschlag illustrieren. Mittels GIS wurden die Einwohnerdichte pro Block und das spezifische Grünvolumen pro Block verschnitten. Dabei wurden für die Einwohnerdichte >75 EW/ha Blockfläche und für das spezifische Grünvolumen >1 m³/m² Blockfläche jeweils als „hoch“ definiert und die beiden Attribute mit UND verknüpft sowie blau eingefärbt (Abbildung 4).

Damit wurden Blöcke in Wohngebieten identifiziert, wo der oben erwähnte Widerspruch zwischen baulicher Dichte und ökologischer Ausgleichsfunktion aufgelöst werden kann. Ein Beispielblock wird sowohl im Luftbild als auch im Foto dargestellt.

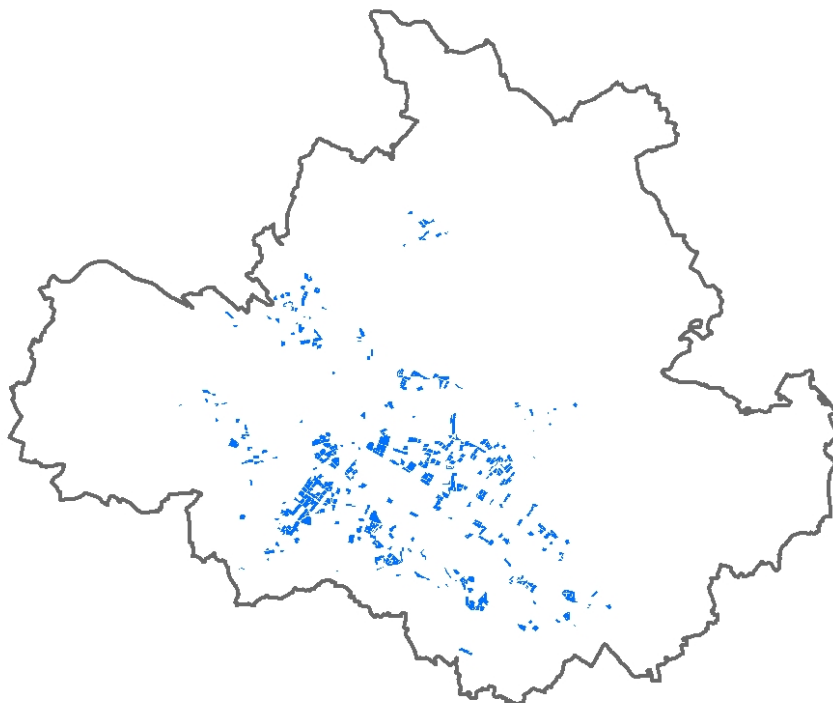


Abb. 4: GIS-Verknüpfung von Einwohnerdichte und spezifischem Grünvolumen bei Baublöcken



Abb. 5: Luftbild eines Beispielsblocks. (Quelle: Landeshauptstadt Dresden, Vermessungsamt)



Abb. 6: Beispiel für bauliche Gestaltung (Foto: Socher)

Fast alle der selektierten Blöcke weisen offene Blockbebauung auf, der Gebäudetyp (fast quadratischer Grundriss, GFZ bis 1,2) wird „Dresdner Kaffeemühle“ genannt. Die hier selektierten Wohnlagen sind sehr begehrt. Auf dem Foto wird auch deutlich, dass ein großer Teil des Grünvolumens durch Straßenbäume gebildet wird.

Damit wird Qualität sichtbar und verständlich, die Wissenschaft bleibt latent im Hintergrund. Durch die Verknüpfung von Sachdaten mit den Blöcken können beliebige Kombinationen erstellt und auch statistisch ausgewertet werden. Auch nicht so offensichtliche Dinge wie das spezifische Grünvolumen kann sich der Laie eher vorstellen, wenn er einen konkreten (vielleicht auch „seinen“) Block und Vergleichsmöglichkeiten vor Augen hat.

Es ist denkbar, auch Szenarien durch entsprechende Änderung der Sachdaten zu rechnen und so eine Entwicklung zu simulieren. (Pauleit et. al., 2007). Limitierend wirkt die Genauigkeit der erfassten Sachdaten, die teilweise nur für statistische Auswertungen, nicht aber für den

Einzelblock gedacht sind. Das trifft für Abschätzungen und Berechnungen zu, die aus Luftbildern gewonnen werden.

Speziell bei Szenarien müssen Wechselwirkungen zwischen den Blöcken beachtet werden, der Gesamtumfang von Stoff- und Energieflüssen muss konsistent sein. Es liegt auf der Hand, dass ein solches Instrument nicht durch eine kommunale Verwaltung aufgebaut werden kann. Die enge Kooperation mit Forschungseinrichtungen ist dafür notwendig.

6. Schlussfolgerungen

Es hat sich in Dresden gezeigt, dass vorhandene Umweltmanagementsysteme wie *ecoBUDGET*[®] mit ihren zu Grunde liegenden Indikatoren die Zielgruppe Öffentlichkeit überfordern, wenn es um die Darstellung von Wechselwirkungen oder Entwicklungsprozessen geht. *ecoBUDGET*[®] muss deshalb um eine Ebene ergänzt werden, die auf Basis der vorhandenen Daten solche abstrakten Prozesse sichtbar und verständlich machen kann. Hierfür wird die Nutzung von Strukturtypen auf Baublockebene vorgeschlagen. Qualitäten, Potenziale und Risiken können auf dieser Ebene auch für den Laien sichtbar gemacht werden. Die bisher genutzten Modelle zielen mehr auf die Fachöffentlichkeit. Um eine konstruktive Diskussion mit der Öffentlichkeit und der Kommunalpolitik anzustoßen, muss die Art der Darstellung und Kommunikation verändert werden. Hier wird die Praxiswirksamkeit stadtökologischer Wissenschaft besonders gefordert sein.

Literatur

- Ambiente Italia (2003) European Common Indicators.
http://ec.europa.eu/environment/urban/pdf/eci_final_report.pdf
 (aufgerufen 14.10.2007)
- Duhme, F. & Pauleit, S. (1992) Strukturtypenkartierung als Instrument der räumlich-integrativen Analyse und Bewertung der Umweltbedingungen in München, Freising.
- Freistaat Sachsen (2005) Klimawandel in Sachsen – Sachstand und Ausblick 2005. 1. Auflage. Dresden. 111 S.
- Gassel, N., Pielenz, F. & Socher, W. (1997) CO₂ und Raumstruktur. In: Breuste, J. (Hrsg.). 2. Leipziger Symposium Ökologische Aspekte der Suburbanisierung. Leipzig. S. 147 – 153.
- Heber, B. & Lehmann, I. (1993) Stadtstrukturelle Orientierungswerte für die Bodenversiegelung in Wohngebieten. IÖR-Schriften 05. Institut für Ökologische Raumentwicklung e. V., Dresden. 88 S.

- ICLEI (2004) European *ecoBUDGET* Pilot Project.
<http://www.iclei-europe.org/index.php?id=1332>
(aufgerufen 14.10.2007)
- IPCC (2001) Probability of occurrence.
http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/images/fig2-32s.gif
(aufgerufen 14.10.2007)
- Landeshauptstadt Dresden (1994) Verkehrskonzept der Landeshauptstadt. Dresden. Dresden. 100 S.
- Landeshauptstadt Dresden (2005) *ecoBUDGET*.
http://www.dresden.de/de/08/03/c_015.php
(letzte Aktualisierung Okt. 2005; aufgerufen 17.10.2007)
- Landeshauptstadt Dresden (2007). Vorentwurf Flächennutzungsplan. In Vorbereitung.
- Meinel, G. & Hecht, R. (2005) Bestimmung des baublockbezogenen Grünvolumens für die Fläche der Stadt Dresden auf Basis von Laserscannerdaten. Dresden. Unveröffentlicht.
- Pauleit S., Gill, S. & Handley, J. (2007) Die Rolle städtischer Grünstrukturen zur Klimaanpassung von Städten. Vortrag CONFUTUREC. Salzburg.
- UVPG – Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung in der Fassung vom 25. Juni 2005 (BGBl. I S. 1757, 2797), zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 21. Dezember 2006 (BGBl. I S. 3316)
- UVP-Gesellschaft e. V. (2006)
http://www.uvp.de/ag_qm/QM_Leitlinien_version1.1_20060911.pdf
(aufgerufen 17.10.2007)
- Wickop, E., Böhm, P., Eitner, K. & Breuste, J. (1998) Qualitätszielkonzept für Stadtstrukturtypen am Beispiel der Stadt Leipzig. UFZ-Bericht Nr. 14/1998. Leipzig. 156 S.
- Wu, J. (2006). Landscape ecology, cross-disciplinarity, and sustainability science. *Landscape Ecology* 21. p. 1–4

Anschrift

Wolfgang Socher
Umweltamt Landeshauptstadt Dresden
PF 10 00 20
D-01001 Dresden
E-Mail: wsocher@dresden.de

Place of urban ecosystems in relation to nature conservation in the Wielkopolska Region

Die Stellung der städtischen Ökosysteme im Verhältnis zum Naturschutz in der Wielkopolska-Region

DAMIAN ŁOWICKI, IWONA ZWIERZCHOWSKA

Summary

Cities are characterized by a high population density and a far-ranging transformation of the original landscape. Given this, cities have a highly significant impact on the structure of the natural landscape in the surrounding region. The type and intensity of that impact depends on city size, urban structure and location. The aim of this paper is to illustrate the diversity that exists among cities in the Wielkopolska Region, taking the above features into account. In addition, the authors have identified the spatial relations between cities and their surroundings. The results may contribute to a better understanding of the influence of urban areas on the surrounding environment; this knowledge is fundamental for the authorities responsible for environmental protection and spatial planning wishing to optimize their activities.

The objects of the study are territorial units treated as areas possessing city status. This approach makes it possible to reveal the influence of local authorities' policy on urban structure. The Wielkopolska Region has been chosen as the study area. The region is characterized by a large number of small cities (12% of all Polish cities). One specific feature of urban areas in this region is that a significant proportion of the administrative area is given over to extensive forms of land use (e.g. arable land, forests and nature conservation areas). The research addresses the characteristics of environmental conditions in urban areas and their vicinity, as well as features such as area, land cover structure and city location. The urban areas were divided initially into 3 groups and then assigned to four geomorphological categories according to their location (flat morainic plateau, undulating morainic plateau, sandur and valley). The urban areas were additionally divided into 3 zones: built-up areas within city boundaries, undeveloped areas within city boundaries, and areas within 10 km of the city boundaries considered to be within the range of the city's influence. This approach facilitated an analysis and classification of the cities with regard to potential conflicts between a city and its immediate surrounding area. The research was based on a numerical topographical map of Poland with a scale of 1:50,000, and the analysis was carried out on the basis of GIS (GeoMedia Professional 5.2 and ArcGis 9.1).

The results show that urban areas located in valleys have a high gradient of land use intensity between the core zone and closer urban fringe. In the second zone there are predominantly semi-natural green areas and/or forests. Different spatial relations exist in cities located on the morainic plateau. The built-up areas border mainly on agricultural areas. Due to the richness of soils, the proportion of forested area in these cities is insignificant. The research showed additionally that larger cities such as Poznań contain a significant share of forests and nature conservation sites. This is due partly to the regulations that confer protected status upon forests located within cities with more than 50,000 inhabitants.

The research presented here constitutes the initial stage of a research project being undertaken at the Geography and Geology Department of the Adam Mickiewicz University concerning the relations between cities and ecological corridors in the context of spatial planning.

Wielkopolska Region, Urban ecology, Land use, Gradient analysis, Nature conservation areas.

Zusammenfassung

Städte zeichnen sich durch eine große Bevölkerungskonzentration und tief greifende Veränderungen der ursprünglichen natürlichen Landschaft aus. Damit haben sie auch auf die natürliche Struktur der Region einen bedeutenden Einfluss. Art und Intensität dieses Einflusses ist von der Größe der Stadt, ihrer Struktur und ihrer Lage abhängig. Ziel dieses Artikels ist die Darstellung der Differenzierung der Städte in der Wielkopolska-Region hinsichtlich dieser Eigenschaften, sowie die Identifizierung von

bestehenden Stadt- Umlandbeziehungen. Diese Ergebnisse tragen zum Verständnis des Einflusses urbaner Gebiete auf deren Umgebung bei und stellen somit fundamentale Erkenntnisse zur Optimierung der Anstrengungen der mit Naturschutz und Raumplanung befassten Behörden dar.

Gegenstand der Untersuchung sind städtische Siedlungen. Somit kann auch der Einfluss der Stadtverwaltung auf die Stadtstruktur erfasst werden. Als Forschungsgebiet wurde die „Wielkopolska-Region“ ausgewählt. Diese zeichnet sich durch eine große Zahl kleiner Städte aus (12% aller polnischen Städte). Ein erheblicher Anteil der administrativen Stadtgebiete wird hierbei von extensiven Nutzungsformen eingenommen (z. B. Acker, Wald, Naturschutzgebiete). Untersucht wurden die Naturbedingungen in den Städten und ihrer Nachbarschaft. Es wurde dabei sowohl Größe und Lage der Städte als auch deren Nutzungsstruktur berücksichtigt. Die Städte wurden anhand ihrer Größe in drei Gruppen eingeteilt und dann auf Grund ihrer Lage vier geomorphologischen Kategorien (Tal, Flachmoräneplateau, Hügelmoräneplateau, Sander) zugeordnet. Außerdem wurden die Stadtgebiete in drei Zonen unterteilt: bebauten Gebiete, offene Fläche innerhalb der administrativen Grenzen der Stadt und Gebiete außerhalb der administrativen Stadtgrenze bis zu einer Entfernung von 10 km. Diese Vorgehensweise erlaubte eine Analyse und Klassifizierung der Städte hinsichtlich potentieller Konflikte zwischen Stadt und Umland. Für die Untersuchungen wurde die numerische, topographische Karte im Maßstab 1 : 50 000 verwendet, die GIS- gestützt (GeoMedia Professional 5.2 und ArcGis 9.1) analysiert wurde.

Die in Flusstälern liegenden Städte zeichnen sich durch einen großen Gradienten der Nutzungsintensität zwischen bebauten Gebieten und deren direkter Nachbarschaft aus. Diese Nachbarschaft bilden vorwiegend halbnatürliche Grünflächen und Forste. Andere Raumverhältnisse charakterisieren die Städte, die im Bereich des Moräneplateaus liegen. Die den bebauten Gebieten angrenzenden Flächen werden zumeist als Ackerland genutzt. Aufgrund der meist fruchtbaren Böden ist der Waldanteil gering. Große Städte wie Poznań zeichnen sich außerdem durch einen verhältnismäßig großen prozentualen Anteil an Wäldern und Naturschutzgebieten aus. Zum Teil ergibt sich dies auch aus dem gesetzlich verankerten Schutz der Forste in Städten mit mehr als 50.000 Einwohnern. Darüber hinaus kommen in den großen Städten noch verschiedene individuelle Naturschutzformen vor, hierbei handelt es sich meistens um kleinere Gebiete.

Die vorgestellten Untersuchungen bilden eine Vorstudie für ein Forschungsprojekt, welches das Verhältnis zwischen Städten und ökologischen Korridoren im Raumplanerischen Kontext untersucht und an der Fakultät für Geographie und Geologie der Adam Mickiewicz Universität Poznań durchgeführt wird.

Wielkopolska-Region, Städtökologie, Landnutzung, Gradientenanalyse, Naturschutzgebiete.

1. Introduction

Cities constitute a geographical point of concentration in terms of people and human activity (Camagni et al., 2001). Since urban areas are characterized by a high rate of environmental change, they have a high impact on the regional environmental structure. One of the factors that influence the extent of a city's footprint on the environment is its spatial form and development. The spatial form of a city has been shaped over a long period of time. It is the outcome of the influence of many urban factors, including the physiographical condition of the environment, the economy, communications, and defence factors in the past (Maik & Zajchowska, 1991). The rapid spatial development of cities leads to the dispersion of buildings and their associated infrastructure, which in turn contributes to advanced fragmentation of the environment (Kozłowski, 2002). In consequence, this process is followed by the degradation of environmental values and re-

sources, so that the consequent changes cause biodiversity loss (Alig et al., 2004).

The Thematic Strategy on the Urban Environment was passed in 2006 in the EU countries, its aim being to improve environmental conditions and the quality of urban areas, to ensure a healthy environment for city inhabitants, and to upgrade the importance of environmental issues in cities. The growing prominence of environmental issues in urban areas draws attention to the role of urban ecosystems as contributing to public health and increasing the quality of life of urban citizens (Bolund & Hunhammar, 1999).

Savard et al. (2000) maintain that to protect and enhance urban ecosystems it is necessary to act not only within the city boundaries but on a wider scale in the surrounding neighbourhoods. On the regional scale this is reflected in identifying ecological corridors that connect the city with neighbouring environmentally valuable areas, whereas within the city it refers to ac-

tions such as enlarging ecological corridors (Savard et al., 2000). Kozłowski (1994) claims that this approach forms the foundation of pro-ecological policy in urbanized areas.

Threats arising from urbanization have been identified in Poland, as elsewhere. This is reflected in documents such as the National Strategy for Protection and Reasonable Use of Biodiversity. One of its operational actions in the sphere of building, spatial planning and the housing sector is the protection of urban green areas, accomplished within the framework of master plans and studies and instructions for physical development.

2. Connectivity of urban green systems

Different types of built-up areas, the condition of the surrounding environment and human activity all have diverse impacts on the environment (Szulczewska & Kaftan, 1996). The degree of influence is expressed in terms of the dimension of spatial changes in the environment, which are related to land use types (Macias, 1996). The distribution of land use forms in the city is diverse. It depends in great measure on the distance from the city centre (Maik, 1992). As a result of urban development and city expansion, the intensity of land use within city structures is increasing (Boyce, 1978), and conversion of open spaces or agricultural areas for urban use occurs outside the city. Moreover, the urban landscape not only expands at the expense of agricultural or forested areas within administrative city boundaries but extends to the entire surrounding area to a width of at least 10 km (Breuste, 2004). Urban green spaces are viewed as the last remnant of nature in cities (Beatley, 2000) that perform various ecological, aesthetic and socio-didactic functions (Czerwieńec & Lewińska, 1996). Thus, loss and degradation of urban and peri-urban green spaces could adversely affect both ecosystems and human health (Tzoulas, Korpela 2007). Those fragments of green areas or whole ecosystems that remain within the borders of urbanized areas have been undergoing ecological isolation, affecting the structure and function of ecosystem (Dale, Brown et al. 2000). As Hodgkison et al. (2007) point out, abundance and species richness in urban areas is determined partly by the nature of the surrounding landscape, such as the area of nearby built-up land, native vegetation and the number of connecting streams. For this reason, Stala (1991) points out the necessity of maintaining spatial linkages between protected areas in the city with the system of out-of-city

protected areas. Spatial linkages between more natural areas and urbanized areas enable a strengthening of artificial urban green systems, a greater species assemblage, and an improved functional capacity of such systems (Głowacka, 1991; Szulczewska & Kaftan, 1996). River valleys and areas involving a lower intensity of land use than neighbouring areas are elements that fulfil the function of natural linkages (Łukasiewicz & Łukasiewicz, 2006). Pauleit (2003) highlighted integrated function of greenspaces. Spatial planning should combine not only green areas in the space but also their function such as recreation, water management or nature conservation.

3. Aim of the paper

The aim of the paper is to examine the relationship between urban features such as population density, city area, geomorphological conditions and the transformation of the urban environment on the one hand and their variability regarding distance from city centre to suburbs on the other. The research results offer a typology of cities in terms of potential conflicts resulting from location within certain environmental conditions, land use structure and the share of nature conservation sites. The research aims to produce quantifying indicators that enable a formalized comparison of different cities. It seeks furthermore to examine the dynamics of change resulting from urban pressure on green areas that may create ecological corridors. The research may create a basis for further studies in urban spatial structure and its impact on the regional structure of green areas. This could feed into further qualitative research. Furthermore, the results may contribute towards identifying the type of impact of built-up areas on the surrounding environment, which is fundamental information for optimizing administrative authorities' efforts at dealing with environmental planning in the region as well as spatial planning in cities.

4. Study area

The Wielkopolska Region was chosen as the study area. It is one of 16 administrative regions in Poland. Wielkopolska is located in the midwestern part of the country, in the western part of the Polish Lowland, the Wielkopolska Lowland. Hypsometrically distinctive geographical units in this region include proglacial stream valleys and inter-proglacial stream valleys and morainic plateau zones that run parallel to one another. Viewed from the North,

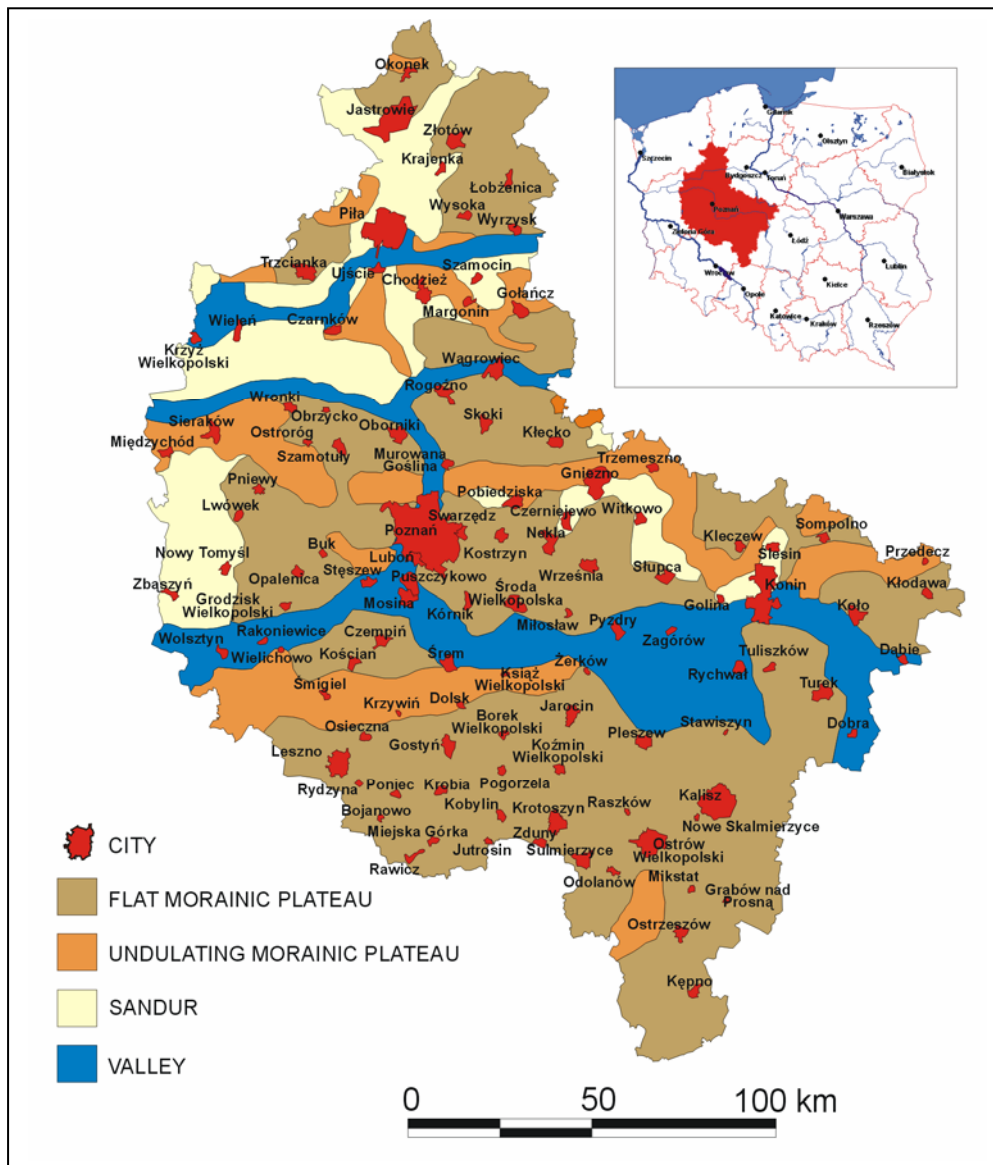


Fig. 1: Locations of urban areas in relation to geomorphological units in the Wielkopolska Region

these are the Toruńsko-Eberswaldzka proglacial stream valley, the North Wielkopolska morainic plateau zone, the Warszawsko-Berlińska proglacial stream valley and the South Wielkopolska morainic plateau zone (Krygowski, 1961). The Wielkopolska Region is characterized by an atypical settlement structure resulting from historical conditions. This is reflected in the existence of 109 cities, which is the highest number of cities in any region of Poland, representing 12 % of all Polish cities. Most of these cities are small in size. The proportion of inhabitants in Wielkopolska is low compared with the overall number of citizens in Poland. Average city size is 14 km², which is 10 km² less than the average size of Polish cities. At the same time, low land use intensity can be observed in many cities; this is reflected in the high proportion of nature conservation areas as well as of agricultural areas,

grassland and forests. Thus, it is expected that the impact of cities on the region's environmental structure will be diverse. The large number of cities and their variability in terms of area and population size, together with diverse environmental conditions, makes the Wielkopolska Region an interesting study area.

5. Materials and methods

The research method is based on the assumption that the foundations for the ecological functionality of cities lie in the connection between urban green areas and neighbouring environmental systems. An indicator for this connection was created on the basis of the gradient of land cover and the gradient of nature conservation area from urban centre to fringe. The objects of the study are territorial units treated as areas possessing city status.

The advantage of such an approach is the ability to reveal the influence of administrative units operating within city boundaries. Cities and their surroundings were divided into three zones:

1. Built-up areas within city administrative borders consisting of continuous urban fabric, discontinuous urban fabric, industrial areas, commercial areas, railway areas together with a 250 m wide buffer zone around those areas (city core – so-called city infrastructure)
2. Undeveloped areas within city administrative boundaries (supplying area – closer suburban zone)
3. Areas within 10 km of the city boundaries treated as a zone of the city's influence (supplying area – further suburban zone).

Based on the numerical Geo-Environmental Map of Poland, the share of the three most rigorous forms of nature conservation was calculated for each of the urban zones. These are national parks, landscape parks and nature reserves that are formed mainly for conservation purposes to protect environmental and

landscape values. What those nature conservation sites have in common is the requirement to prepare a protection plan; this is a binding document that must be respected in urban planning at the local level. In addition, the share of contact zone between forms of nature conservation within each urban zone was calculated. This was crucial for analysing the degree of connection between the city and the regional system of nature conservation. The method used for separating the urban zones and the contact zones between them is presented in Fig. 2. Three indicators were constructed for conducting the analysis. The sum of the share of nature conservation forms and the share of length of contact zone between them formed the **Nature Conservation Indicator (NCI)**.

Furthermore, the share of land cover types was calculated for each urban zone using the Corine land cover 2000 database. Land cover types were weighted according to the intensity of impact of human activity (Table 1). The sum of products of land cover types' share and their respective weights generated the **Land Transformation Indicator (LTI)**.

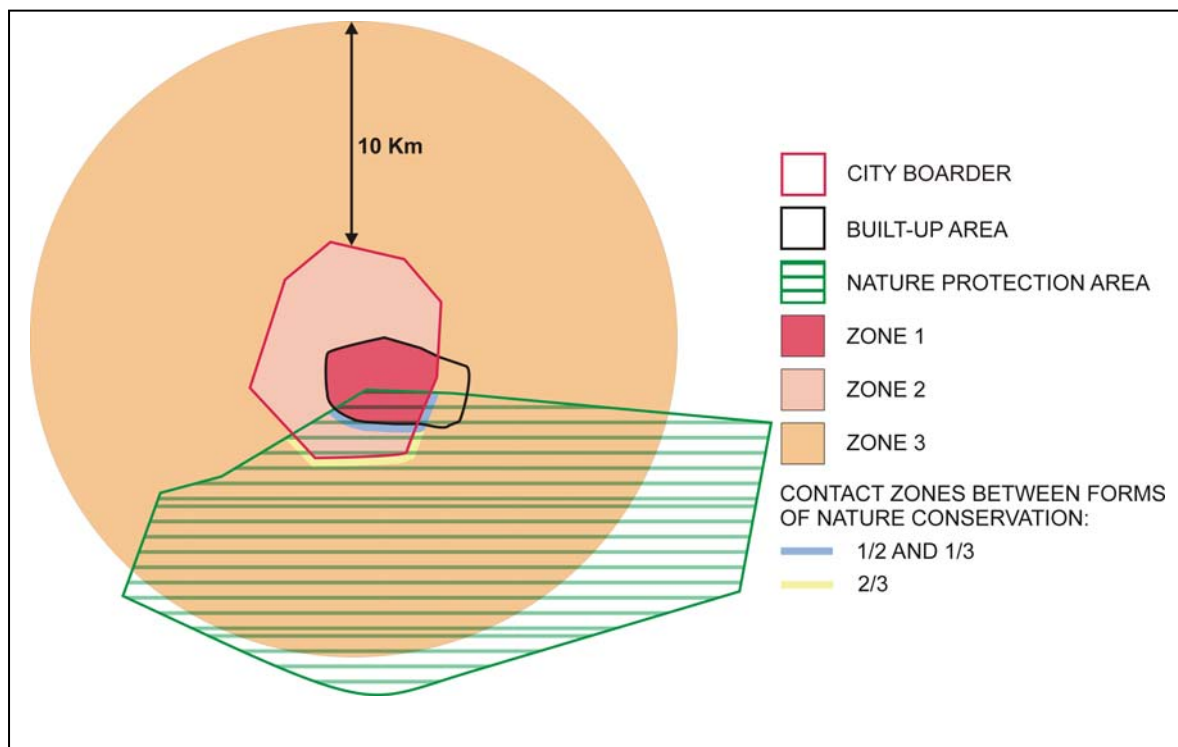


Fig. 2: Urban zones separation process

Table 1: Degree of human pressure on environment reflected in land cover types established for study purpose

Corine Land Cover Code	Type of land cover	Weight
121-133	Industrial, commercial or railway areas	5
111	Continuous urban fabric	4
112	Discontinuous urban fabric	3
141-142	Green urban areas	2
221-223	Orchards, plantations	1.8
211-213	Arable land	1.6
241-244	Other agricultural lands	1.4
231	Grassland, pastures	1.2
311-313	Forests (deciduous, coniferous, mixed)	1
321-324	Other forms of vegetation	1
411-423	Wetlands	1
511-512	Water (courses, bodies)	1

By subtracting **NCI** from **LTI** it was possible to create the **Environment Transformation Indicator (ETI)** for each urban zone. The gradient of this indicator measured by standard deviation shows the degree of city adjustment to local environmental conditions.

As a part of the analysis, the relationship between the gradient of the Indicator of Environment Transformation (ETI) and the size of urban area, population density and types of geomorphological units were examined. Four types of geomorphological units were taken into account. These are flat morainic plateau, undulating morainic plateau, sandur and valley (Fig.1).

GIS software such as ArcGis 9.1 and GeoMedia Professional 5.2. were used as a basis for analysing spatial relations and for visualizing the results. Additionally, Statistica 7 was used for statistical analysis, including Pearson correlation, standard deviation and test t.

6. Results

6.1 General

Average percentages of land cover types and nature conservation areas in delimited urban zones are shown in Table 2.

Table 2: Average percentages of land cover types and nature conservation areas in cities of the Wielkopolska Region

Land cover type	Zone 1	Zone 2	Zone 3
Continuous urban fabric	0.6	-	0
Discontinuous urban fabric	40.5	-	4
Industrial, commercial or railway areas	3.3	-	0.5
Green urban areas	1.3	1.2	0.2
Arable land	32.6	61.2	56.9
Orchard, plantations	0.5	0.9	0.2
Grassland, pastures	7.6	10.8	8.9
Complex cultivation patterns	7.2	8.6	4
Deciduous forests	0.6	1.4	3.4
Coniferous forests	2.1	9	16.1
Mixed forests	0.9	2.6	4.7
Transitional woodland-shrub	0	0.1	0.3
Wetlands	0.4	0.5	0.2
Watercourses	0.1	0.1	0
Water bodies	1.4	2.8	1
Nature Conservation Areas	4.8	5.9	8.4
Land Transformation Indicator	222.3	145.1	149.1
Nature Conservation Indicator	5.3	9.8	10.2
Environment Transformation Indicator	217	135.3	138.9

The table shows that cities in the Wielkopolska Region are of an agricultural character. The average share of arable land within urban zone 1 – built-up areas – is 32,6 %. The share of built-up areas within administrative borders is slightly over 27 %, and the average percentage of industrial, commercial and railway areas is 2.2 %. At the same time, the proportion of nature conservation areas in cities is significant and this share barely decreases with distance from the city centre. However, there is a significant difference in the Nature Conservation Indicator between zones 1 and 2. The large area of nature conservation sites in the 1st zone along with a low indicator of nature conservation shows that connectivity between nature conservation sites within built-up areas and nature conservation sites outside cities is very limited.

Table 3: Standard deviation of indicators used in the study for each urban zone

Indicator	Zone	Standard deviation
Land Transformation	1	25
	2	13
	3	12
Nature Conservation	1	21
	2	33
	3	16
Environment Transformation	1	33
	2	39
	3	19

6.2 Diversification of cities in zones

The greatest differences are visible in the second zone – the closer suburban zone. This variability between cities measured by standard deviation arises mainly through differences in the share of nature conservation areas. The share varies between 0 % and 100 %, while the average is 5.9 %. In this zone significant differences occur in the share of agricultural areas (from 5.5 % to 99 %, the average being 61 %), grasslands and pastures (share between 0 % and 66 %, average 11 %) and coniferous forests (from 0 % to 72 %, average 9 %).

A little less diversified is the first urban zone. The most significant difference appears in the share of nature conservation areas, which varies between 0 % and 100 %, with the average being 4.8 %. Moreover, similarly to the second zone, the share of agricultural land varies from 3 % to 71 %, with an average of 33 %. The third zone is the least diversified between cities.

6.3 Interaction between land cover, nature conservation and geomorphological conditions

The research shows the degree of relation between land cover and nature conservation. A high degree was shown between the share of nature conservation sites and the share of forests and watercourses in all three urban zones. The larger share of agricultural areas in the second zone is related to the lower share of nature conservation sites. Similar relations exist in the contact zone between urban zones. The length of contact of nature conservation sites between urban zones is longer where there are forests and watercourses and shorter where there is a large share of agricultural areas.

The largest share of nature conservation areas exists in cities located in valleys and lowlands. Their lowest share occurs in the first zone and the highest in the second urban zone. The share of nature conservation areas is three times smaller in cities located on morainic plateaus or sandur. In these cities the lowest share of nature conservation sites occurs in built-up areas (1st zone) and the highest in the further urban fringe outside city boundaries. Additionally, in cities located on morainic plateaus, connectivity between nature conservation areas between all three urban zones is smaller. Differences in this respect between cities located in valleys and cities located on morainic plateaus reach 3500 % for the contact edge separating zones 1 and 2.

6.4 Gradient from city centre to urban fringe

The highest gradient in land use intensity reflected in land cover types is between the first and second zones; however, this results from the study methods. Surprisingly, there is no significant variation between the average share of nature conservation in all urban zones. This results from fact that many cities such as Stęszew, Puszczykowo, Mosina, Sieraków, Żerków, Pyzdry and Zagórow are located entirely or partly within areas designated as nature conservation sites. The differences concern the length of the contact zone between nature conservation sites. The analysis conducted showed that the length of boundaries between the first and second urban zones is less than on the border between zones two and three. This means that despite the fact that the city core has a similar share of nature conservation areas as in the other two zones, the connectivity between those areas and other zones is significantly lower and more limited.

Table 4: Variations in land cover between urban zones 2 and 3 in cities of the Wielkopolska Region. The "+" sign means that the share of particular land cover type is higher in zone 2 than in zone 3, the "-" sign means it is lower. Lack of a sign indicates a lack of significant differences between zones.

Land Cover types	Z2/Z3
Continuous urban fabric	-
Discontinuous urban fabric	-
Industrial, commercial, railway areas	-
Green urban areas	+
Arable land	
Orchards and plantations	+
Grasslands, pastures	
Complex cultivation patterns	+
Deciduous forests	-
Coniferous forests	
Mixed forests	-
Transitional woodland-shrub	
Water bodies	+

Table 4 shows differences in land cover in zone 2 within the city boundary and zone 3 outside the municipality. It shows that cities differ from the surrounding areas mainly in terms of the structure of agriculture. Orchards, plantations and complex cultivation patterns – these are small parcels of land with a pattern of mixed crop types – are located mainly in the second zone. Differences are predominantly visible in the case of orchards and plantations, whereas in the second zone there are 5.5 times more of them than in the third zone. Moreover, there are more water bodies and fewer areas of mixed and deciduous forests in this zone.

Table 5: Statistical relations between urban features and study indicators. Values marked grey mean statistically important interactions ($p=0.05$)

	LTI			NCI			ETI			Ā
	Z1	Z2	Z3	Z1	Z2	Z3	Z1	Z2	Z3	
Population density	0.7	0.12	0.21	-0.16	-0.17	0.01	0.64	0.18	0.12	0.47
Urban area	0.35	-0.26	0.15	-0.02	-0.02	0.03	0.28	-0.07	0.07	0.32

6.5 Factors related to the environment transformation gradient

The analysis showed a statistically important relationship between the land transformation gradient in urban zones, city areas and population density (Table 5).

In cities with a high population density and a large area, gradients in environment transformation are the highest. This results from significant differences in land cover between the first and second zone. A greater intensification of land use in large cities exists in the first zone while land cover in zone 2 is minimally transformed. This gives rise to a high gradient of land transformation between zones 1 and 2 in large cities. A high level of urbanization in zone 1 is also linked with the larger amount of urban green areas in zone 2. High population density is a driving force that increases the share of built-up areas in zone 3, resulting from a more rapid development of satellite cities located around larger cities. However, neither population density nor city area has an influence on the share and connectivity of nature conservation areas in each urban zone.

The second factor influencing the gradient of environment transformation is the geomorphology of the area where the city is located (Table 6).

The analysis shows statistically important differences between cities located on the morainic plateau (especially flat) and cities located in valleys. The location of city on sandur has no influence on the gradient of the environment transformation indicator in cities. The variation of environment transformation indicator for cities located in valleys is bigger than for cities located on the morainic plateau. This dissimilarity is particularly visible in the case of differences between zones 1 and 2, as well as between zones 2 and 3; however, the difference is less significant in the second case. The large gradient results from the fact that in zone 2 in cities located in valleys, transformation of the environment is significantly less than in cities located on morainic plateaus.

Table 6: Differences in indicators for cities located in different geomorphological units

	LTI			NCI			ETI			
	Z1	Z2	Z3	Z1	Z2	Z3	Z1	Z2	Z3	Ā
Flat morainic plateau	225	148	151	0	1	8	225	146	143	47
Undulating morainic plateau	214	142	145	23	29	18	192	113	127	48
Sandur	211	145	145	4	10	8	207	135	137	43
Valley	224	139	148	12	26	14	212	113	134	56
Average Value	219	143	147	10	17	12	209	127	135	48
Max. Value	337	162	188	109	196	66	337	162	175	115
Min. Value	172	106	118	0	0	0	78	-74	62	16

This emerges from the lesser degree of land cover transformation and a six-fold higher share of nature conservation areas in cities located in valleys. Significant differences can be noticed especially in the case of transitional woodland shrub, grasslands and pastures, wetlands and deciduous, coniferous and mixed forests. It results from the low intensity of human action in river valleys, periodical flooding and common pasturage of cattle and sheep in those areas. In contrast to morainic areas, these terrains are not especially valuable for cultivation purposes, so there is less agriculture land use in all urban zones in valleys.

6.6 Typology of cities with regard to changes in gradient from centre to urban fringe

A typology of cities was prepared on the basis of the gradient of environment transformation indicator. This was done by dividing cities into three groups by equal interval. Table 7 shows that over half the cities have a gradient not exceeding 48.8 points and that only 5.5 % of cities are in the category with the highest gradient.

Table 7: Division of cities in the Wielkopolska Region regarding the value of environment transformation indicator

Gradient class	Gradient value (points)	Number of cities
1	≤ 48.8	62
2	$48.8 \leq 82.0$	41
3	≥ 82.0	6

The gradient value is formed mostly by differences in the share of the most intensively used land cover types in zones 1 and 2. Thus, in the group of cities with the highest gradient lie mostly cities for which the area of zone 1 in comparison to zone 2 is smaller. A larger administrative area of city and consequently a

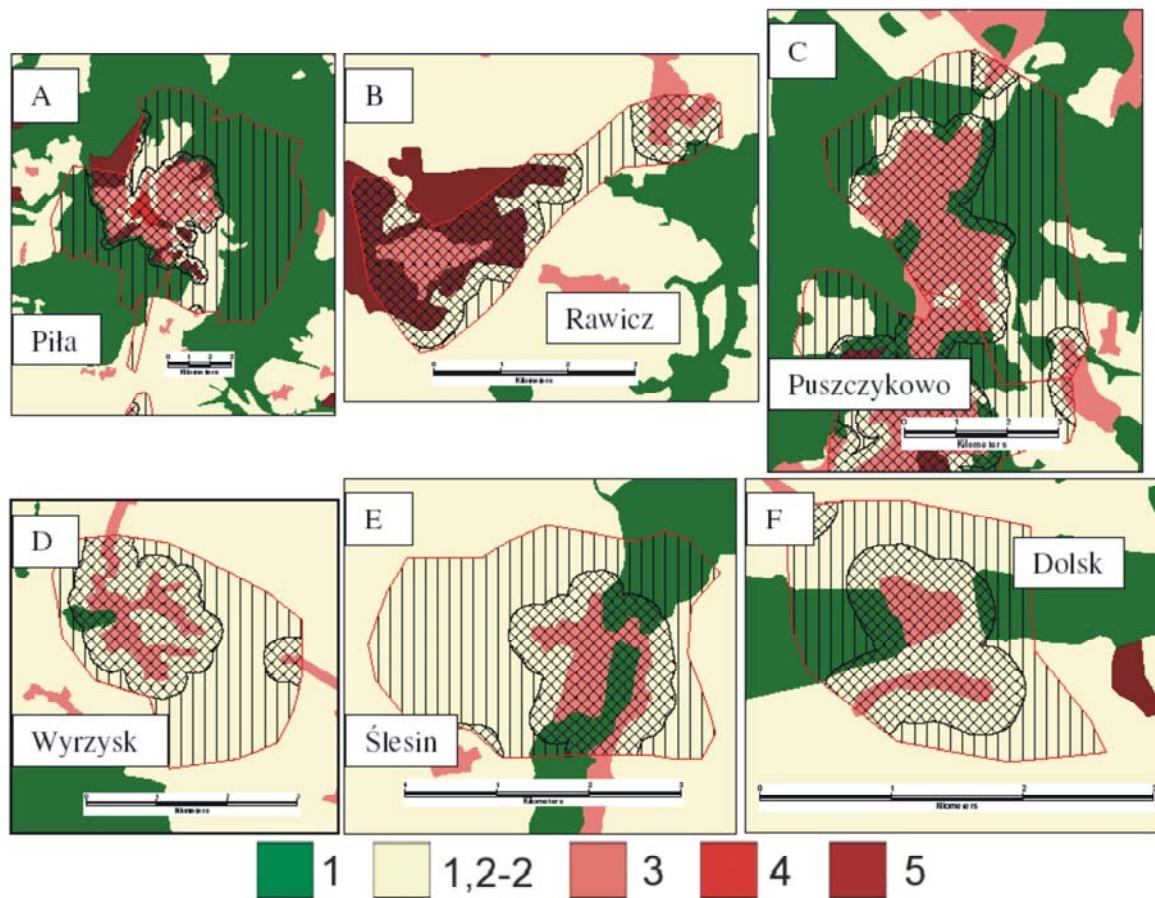
lower transformation of zone 2 contribute to a higher gradient rate. The example of such a city is Piła, whose area of zone 1 in relation to zone 2 is 0.4 (Fig.3-A). This situation exists mostly in cities located in valleys.

Another reason for a high gradient is the high environmental transformation in zone 1. One example of such a city is Rawicz, where although the relation of zone 1 to zone 2 is almost 5, built-up areas are concentrated and have a mainly industrial character (Fig. 3-B). Generally, both these factors occur together. Puszczykowo (Fig. 3-C) is presented by way of illustration. The lowest gradient occurs in small cities on morainic plateaus where forestry and leakages in zone 2 are at a low level. One of these cities is Wyrzysk (Fig. 3-D). Another situation exists in cases where the transformation in zone 1 is small because of the existence of water bodies together with accompanying green areas. Examples are Ślesin and Dolsk (Fig. 3-E and 3-F).

7. Summary

1. The analysis showed that cities in the Wielkopolska Region have a strongly agricultural character. The share of arable land, orchards and plantations, grasslands and pastures and complex cultivation patterns is higher in the second – non-built-up urban – zone than outside municipal boundaries. The share of complex cultivation patterns, that is, land parcels of different types under 25 ha, both in built-up and undeveloped areas, is higher than outside the administrative units of cities. This is because cities represent an outlet for agricultural crops and the surrounding areas have adapted to supplying these products (Maik 1992). In addition, croplands in cities have a mosaic character, with a high proportion of natural vegetation.

Fig. 3: Examples of cities with the highest (A-C) and the lowest (D-F) gradient of environment transformation. Colours mark the degree of land transformation. For additional explanation, see Table 1



A high share of agricultural use is visible particularly in cities situated on morainic plateaus. The share of agricultural land is 25% higher on average than in cities located in valleys. At the same time the share of grasslands and pastures is two times lower.

2. Due to the dominance of agricultural land, the share of forests is insignificant. There is a correlation between forested areas in zone 2 and the total area of cities. This results from the fact that forests in cities with more than 50 000 inhabitants are generally protected by law. Thus, in terms of forest share, larger cities do not differ significantly from smaller cities.
3. The second zone is the one that differentiates cities in Wielkopolska. This variability results from significant differences in the share of nature conservation areas and the share of length of contact zone between those areas in zones 2 and 3.
4. The gradient of environmental transformation to a high degree depends on geomorphological conditions. Cities situated on morainic plateaus are character-

ized by a high rate of human impact in all three zones. This is the effect of a large share of agricultural land. As Stala (1978) points out, the spatial structure of cities relies on abiotic environmental conditions that predefine areas for built-up or open spaces. In the cities located on morainic plateaus there are fewer natural barriers for city development than in the valleys. Therefore, the gradient in cities located in valleys is significantly higher. In those cities, a higher environmental transformation occurs in zone 3 than in zone 2.

5. The analysis showed that the share of nature conservation areas and spatial contact between them in delimited zones is not related to city area or population density, but depends on geomorphological conditions of the terrain and land cover types. In cities located in valleys, the share of nature conservation sites and the degree of connectivity between them in urban zones is significantly higher. In the case of these cities, the share of nature conservation areas is higher in the second zone than in the third zone. In cities situated on morainic plateaus, connectivity between

those areas in zone 1 and zone 2 is limited to a large extent. This means that in those cities, designated nature conservation sites are small and isolated. This may be linked with local authority and local community unwillingness to exclude environmentally valuable areas from economic use. Due to having a small area and/or a high spatial isolation, these areas come to lose their conservation function in favour of the recreation function.

8. Conclusions

In order to achieve a proper functioning of green areas in cities, it is not enough to designate nature conservation sites. It is necessary to create a coherent system of green areas through functional and spatial interrelation, which will guarantee support for strongly urbanized ecosystems. Particularly "sensitive" and, at the same time, the most diversified are undeveloped areas within city administrative boundaries. A study of the environmental structure of cities' neighbourhoods can contribute to their sustainable development. With regard to the great reserve of undeveloped areas within core urban zones, there is a need to examine the possibility of concentrating development in this zone and thereby limiting the process of "urban sprawl". This issue is particularly important in the case of cities located in valleys, whose undeveloped zones have a semi-natural character and which fulfil a significant ecological role. Therefore, a more complex approach to spatial planning is necessary. Such an approach should include not only municipality areas but also have a wider scope that embraces landscape aspects on a regional scale. Finally, the study presented here should be taken further by research in the field of spatial structure indicators and their diversification within and between cities.

References

- Alig, R., Kline, J., Lichtenstein, M. (2004). Urbanization on the US landscape: looking ahead in the 21st century. *Landscape and Urban Planning* 69 (2-3). p. 219-234.
- Beatley, T. (2000). *Green Urbanism: learning from European Cities*. Island Press. Washington. 491 S.
- Bolund P., Hunhammar S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics* 29 (2). p. 293-301
- Boyce, R. (1978). *The bases of economic geography*. Holt, Reinhart and Wilson. New York. 344 S.
- Breuste, J.H. (2004). Decision making, planning and design for the conservation of indigenous vegetation within urban development. *Landscape and Urban Planning* 68 (4). p. 439-452
- Camagni, R., Capello, R., Nijkamp, P. (2001). *Managing Suitable Urban Environments*. In: Paddison, R. (Hrsg.) *Handbook of Urban Studies*, Sage Publications. London p. 124-140
- Czerwieńec, M., Lewińska, J. (1996). *Zieleń w mieście*, Instytut Gospodarki Przemysłowej i Komunalnej. Warszawa. 82 S.
- Dale, V. H., Brown, S., Haeuber, R. A., Hobbs, N. T., Huntly, N., Naiman, R. J., Riebsame, W. E., Turner, M. G., Valone, T.J. (2000) *Ecological principles and guidelines for managing the use of land*. *Ecological Applications* 10. p. 639 - 670
- Głowacka, I. (1991). Funkcjonalne kryteria oceny terenów otwartych. *Człowiek i Środowisko* 15 (3-4). p. 209-220
- Hodgkison, S., Hero, J.M., Warnken, J. (2007). The efficacy of small-scale conservation efforts, as assessed on Australian golf courses, *Biological Conservation* 135. p. 576-586
- Kozłowski, S. (1994) *Droga do ekorozwoju*. PWN. Warszawa. 202 S.
- Kozłowski, S. (2002) *Ocena zrównoważonego rozwoju (ekorozwoju) w procesie transformacji polskiej gospodarki: ekspertyza*. Zeszyty Naukowe PAN. Warszawa. 223 S.
- Krygowski, B. (1961). *Geografia fizyczna Płkiny Wielkopolski*. Cz. 1. Geomorfologia. PWN. Poznań. 203 S.
- Łukaszewicz, A., Łukaszewicz, S. (2006). *Rola i kształtowanie zieleni miejskiej: skrypt dla studentów ochrony środowiska*. Wydawnictwo Naukowe UAM. Poznań. 127 S.
- Macias, A. (1996). *Ocena stopnia antropogenicznego przekształcenia terenu małych miast na przykładzie Zdun pod Krotoszyńem*. *Badania Fizjograficzne nad Polską Zachodnią*. Seria A-Geografia Fizyczna, t. 47. p. 55-67
- Maik, W. (1992). *Podstawy geografii miast*. Uniwersytet Mikołaja Kopernika. Toruń. 119 S
- Maik, W., Zajchowska, S. (1991). *Rozwój historyczny osadnictwa Wielkopolski (XI-XX w.)*. In: Pawła-Piwowarczyk R. (Hrsg.). *Materiały dla studiów doktoranckich i podyplomowych nr 19*, Politechnika Poznańska. Poznań p. 177-185

- Pauleit, S., (2003). Perspectives on Urban Greenspace in European Cities. Editorial for Built Environment, 29 (2). p. 89 – 93
- Savard, J. P., Clergeau, P., Mennechez, G. (2000). Biodiversity concepts and urban ecosystems. Landscape and urban Planning 48. p. 131-142
- Stala, Z. (1991). Przesłanki ekofizjograficzne w kształtowaniu struktury przestrzennej miast. Człowiek i Środowisko 15, z.3-4. p. 165-185
- Stala, Z. (1978). Warunki geomorfologiczne wybranych miast a ich struktura-przestrzenna, Zakład Wydawnictw IKŚ. Warszawa. S 67
- Szulczewska, B., Kaftan, J. (1996). Kształtowanie systemu przyrodniczego miasta. IGPIK. Warszawa. 72 S.
- Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kaźmierczak, A., Niemela, J., James, P. (2007) Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. Landscape and Urban Planning 81. p. 167 - 178

Address

Łowicki Damian
Iwona Zwierzchowska
Adam Mickiewicz Universität Poznan, Fakultät für Geowissenschaften, Bildungszentrum für Umweltschutz und Nachhaltige Entwicklung

E-mail: damian.lowicki@amu.edu.pl,
iwona.zwierzchowska@amu.edu.pl

Der post-sozialistische Landnutzungswandel in Städten aus ökologischer Sicht

Post socialistic land use changes from an ecological point of view

TINA SKUPIN

Zusammenfassung

Durch die „Wende“ wurde in den mittel- und osteuropäischen Städten die Stadtentwicklung erheblich diversifiziert und beschleunigt. Auswirkungen auf das urbane Ökosystem wurden bisher kaum in Forschungsarbeiten thematisiert. Die Arbeitsgruppe Geoökologie der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg beschäftigt sich mit diesen Fragestellungen, speziell mit dem Landnutzungswandel, die hierdurch entstehenden Freiflächen sowie deren ökologischen Potenziale vor allem in Hinsicht auf deren Habitatfunktion, Grundwasserschutzfunktion, Funktion als Kohlenstoffsенke. Die vorliegende Publikation stellt Zwischenergebnisse des Forschungsprojektes vor.

Untersuchungsgebiete sind die Städte Halle (Deutschland) und Poznan (Polen) als repräsentative Beispiele für unterschiedlich ausgeprägte Transformationsprozesse: Während es in Halle zu einem verstärkten Aufkommen von Freiflächen („Brachen“) kommt, herrschen in Poznan Verdichtungsprozesse und steigender Druck auf die verbleibenden Frei- und Grünflächen vor. Ökologische Kenngrößen und ökologische Potenziale der urbanen Ökosysteme werden hierbei modifiziert.

Als Beispiele werden die Nutzungsänderungen der Stadtteile „Thüringer Bahnhof“, „Neustadt“ (Halle) und „Rataje“ (Poznan) beschrieben, außerdem einige Ergebnisse pedologischer Untersuchungen.

Stadtentwicklung, Stadtökologie, Schrumpfende Städte, Kohlenstoffsенke

Summary

Due to the political change at the beginning of 1990s in Middle- and Eastern European countries, city development was diversified and accelerated to a high extend. In scientific works, consequences for the urban ecosystem were rarely discussed. The working group „Geoecology“ at the Martin Luther University Halle-Wittenberg (Germany) deals with those issues particularly with regard to the new developing open spaces as well as with their ecological potential in terms of habitat function, protection of groundwater, function as a sink for carbon. The paper contains some interim results of the research project

Research areas are the cities of Halle (Germany) and Poznan (Poland) as representative examples for different transformation processes. While in Halle new open spaces (urban derelict land) emerge, in Poznan we observe an increasing density of buildings and a growing pressure on the remaining open and green spaces. Hereby the ecological parameters and the ecological potentials of the urban ecosystems get altered in different manners.

In this paper following examples are presented: the land use changes in the quarters „Thüringer Bahnhof“, „Neustadt“ (in Halle) and „Rataje“ (in Poznan), furthermore some results of the hydrological and pedological field work.

1. Einführung und Problemdarstellung

Die politische Wende um 1990 in Mittel- und Osteuropa veränderte nicht nur politische und soziale Bedingungen, sondern auch andere Handlungsfelder, wie zum Beispiel Stadtentwicklung und Stadtplanung wurden im hohen Maß beeinflusst. Während vor 1990 lediglich planwirtschaftliche Gesichtspunkte und Maßnahmen für die Gestaltung von Städten Relevanz besaßen, gewannen in der Folgezeit verschiedenste politische, soziale und finan-

zielle Faktoren an Wichtigkeit. Generalisierend kann gesagt werden, dass die in Städten ohnehin besonders ausgeprägte Flächennutzungsdynamik nach 1990 eine weitere Beschleunigung und Verschärfung fand. Dies führte zu einer Differenzierung und Diversifizierung der betroffenen Städte.

Bisherige Forschungen zu postwendzeitlichen Entwicklungen konzentrieren sich in erster Linie auf die wirtschaftlichen und sozialen Mechanismen und Folgen dieser Entwicklungen.

Ökologische Fragestellungen wurden erst in den letzten Jahren aufgegriffen (Deilmann et al., 2005; Westermann & Kowarik, 2006, Langner & Endlicher [Hrsg.] 2007). Insbesondere existieren nur wenige Studien, die sich mit den Auswirkungen genannter Prozesse auf das urbane Ökosystem beschäftigen. Beispielsweise wurden die Veränderungen in der Landnutzung bisher nie auf größeren Flächen quantitativ erfasst. Eine genauere Kenntnis des urbanen Ökosystems ist jedoch immanently wichtig. Ein Großteil der (europäischen) Bevölkerung lebt in Städten, und ist somit von Veränderungen im urbanen Ökosystem direkt betroffen.

Die Arbeitsgruppe Geoökologie der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg beschäftigt sich mit den Auswirkungen der postsozialistischen Entwicklungen auf das urbane Ökosystem. Gegenstand der Forschungen ist zum einen die Transformation, die Landnutzungsänderungen, vor allem deren Quantifizierung und deren Qualität, zum anderen die Dynamik, Entstehung und Sukzession von Freiflächen („Brachen“) als ökologisch besonders wertvolle Flächen sowie eine Einschätzung deren ökologischer Potentiale vor allem auch in Hinsicht auf die Auswirkungen auf das urbane Ökosystem. In dieser Veröffentlichung wird die methodologische Herangehensweise vorgestellt, außerdem Ergebnisse der GIS-gestützten Analyse der Transformationsprozesse sowie ein repräsentatives Leitbodenprofil aus dem Gebiet „Thüringer Bahnhof“ (Halle).

2. Untersuchungsgebiete

Untersuchungsgebiete sind die Städte Halle in Ostdeutschland sowie Poznan in Polen als repräsentative Beispiele für zwei extrem divergierende Entwicklungen (vgl. Tabelle 1).

2.1. Untersuchungsgebiet Halle (Deutschland)

Halle, gelegen im mitteldeutschen Raum, galt zu DDR-Zeiten als eines der führenden Wirtschaftszentren (u. a. als Zentrum des „Chemiedreiecks“) (Walossek, 2006). Nach der Wende wurden die ostdeutschen Städte nahezu flächendeckend von Prozessen der De-Industrialisierung, Verfall der Innenstädte, hoher Arbeitslosigkeit und hoher Abwanderung betroffen.

Dies gilt für Halle in ganz besonderem Maße. Seit 1990 ging die Einwohnerzahl von ehemals circa 310.000 auf 234.802 zurück (Stala Sachsen-Anhalt, Stand 30.06.2007). Gleichzeitig stieg die Arbeitslosenrate bis auf 21,5 % (ebd.).

Besonders manifestieren sich die Auswirkungen dieser Entwicklungen im Stadtbild der Großwohnsiedlungen sowie in den Altindustrie und Wohnvierteln mit gründerzeitlicher Wohnbebauung. Leerstand, Abriss und verstärktes Aufkommen von Brachen sind die Folgen.

Politisch wurde mit verschiedenen Maßnahmen auf kommunaler bis nationaler Ebene versucht, diesem Prozess entgegenzuwirken. Trotzdem konnten bisher weder die Leerstände stabilisiert noch der Bevölkerungsschwund – bedingt durch Abwanderung und verstärkt durch den demographischen Wandel – nachhaltig gestoppt werden.

2.2. Vergleichsuntersuchungsgebiet Poznan (Polen)

Ebenso wie Halle stellte Poznan bereits in sozialistischer Zeit ein bedeutendes Handels- und Industriezentrum dar. Anders als in Halle war die De-Industrialisierung in Poznan nicht flächendeckend, einige Betriebe überlebten (Altrock et al., 2005). Aufgrund seiner Vorzüge und seiner großen Bedeutung - bedeutender Messestandort, Lage zwischen Berlin und Warschau, gut ausgebildete Arbeiterschaft (Urząd Miasta Poznania 2001) wurde Poznan schnell attraktiv für Investoren. Mehrere internationale Firmen siedelten sich in Poznan an. Heute ist Poznan eines der stärksten wirtschaftlichen Zentren Polens. Die Arbeitslosigkeit ist seit 2004 gesunken und befindet sich derzeit auf einem Stand von 2,3 % (Statistical Office Poznan 2008 Stand 03/2008) Auch die Bevölkerungsentwicklung blieb stabil. Im Stadtbild dominieren Konzentrationserscheinungen.

Als problematisch für die Stadtentwicklung in Poznan erweist sich die (fehlende) Regulation durch kommunale oder staatliche Akteure aufgrund der derzeit herrschenden Gesetzeslage in Polen. Dies führt zu einer Flächenbewirtschaftung, die sich beinahe ausschließlich an marktwirtschaftlichen Gesichtspunkten orientiert.

Tab. 1 : Soziale und wirtschaftliche Entwicklungen (eigener Entwurf)

Halle/ Saale (Deutschland)	Poznan (Polen)
De-Industrialisierung	De-Industrialisierung
(Beinahe alle Bereiche)	(einige Sparten überlebten)
Hohe Arbeitslosenzahlen	Niedrige Arbeitslosenzahlen
Bevölkerungsrückgang	Bevölkerungskonzentration
Sinkender Wohnungsbedarf	Steigender Wohnungsbedarf
Leerstand und Abriss	Restaurierung und Neubebauung

tiert (also Gewinnmaximierung), nicht jedoch an Bedürfnissen der Bevölkerung oder einer planerischen Ordnung (Billert, 2004).

Hieraus ergeben sich als wirtschaftlich-soziale Hauptprobleme räumliche Segregation sowie Wohnraummangel. In den älteren Stadtvierteln wird kaum in Restaurierungen oder Sanierung investiert. Infolgedessen werden diese wegen des Wohnraummangels zwar bewohnt, verwarlosen jedoch ähnlich wie die vergleichbaren Viertel in Halle. Der Nutzungsdruck auf Freiflächen, die ohne großen Aufwand großflächig erschlossen und gewerblich genutzt werden können, wächst hingegen.

Ursprüngliche Freiflächen oder Erholungsflächen (z. B. Spielplätze) fallen dem zum Opfer, vor allem in den Großwohnsiedlungen. Auch die Grünflächen sind von einem stärker werdenden Nutzungsdruck bedroht.

3. Methodik

Die Vorgehensweise im Forschungsprojekt gliedert sich in drei Schritte, die größtenteils aufeinander aufbauen, sich teilweise jedoch auch überlagern.

Der erste Schritt umfasst die Definition und Ausweisung verschiedener Landnutzungsänderungstypen (Transformationstypen) mit Hilfe

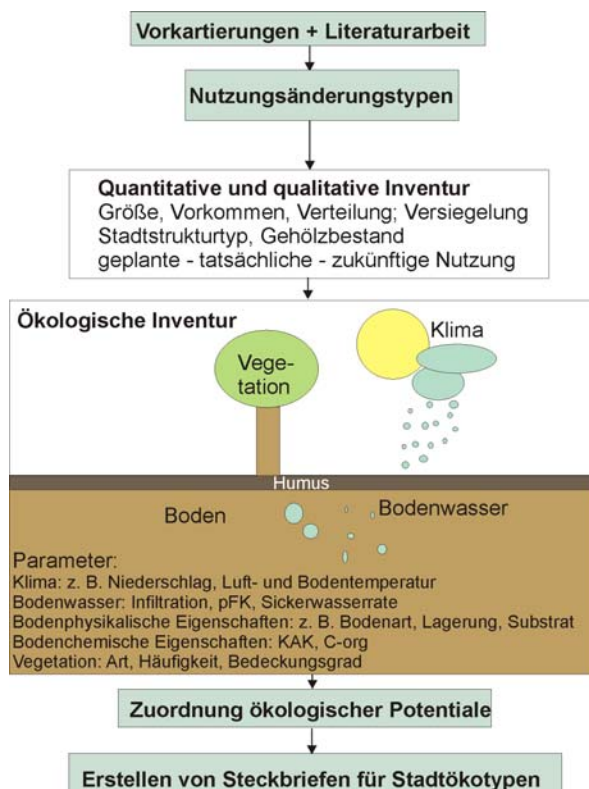


Abb.1: Projektaufbau (eigener Entwurf)

von Geländebegehung und über eine Auswertung botanischer sowie bodenkundlicher Literatur.

Der zweite Schritt besteht in einer GIS-gestützten, flächenscharfen, quantitativen sowie qualitativen Inventur der städtischen Transformationsflächen. Neben der Nutzungsänderung wurden auch der Versiegelungsgrad sowie der Gehölzbestand aufgenommen. Die ökologischen Qualitäten der Transformationsflächen wurden sowohl durch eine Auswertung bereits vorliegender Untersuchungen als auch mit Hilfe ergänzender eigener Untersuchungen ermittelt und definiert. Dies geschah vor allem auf den extensiv beziehungsweise nicht anthropogen genutzten Flächen (Brachen). Eine Übersicht über alle ermittelten Parameter zeigt Tabelle 2.

Im dritten und letzten Schritt werden für jeden Transformationstyp ökologische Potenziale abgeleitet. Solche ökologischen Potenziale sind nach Scheffer & Schachtschabel (2002) (vgl. auch Finke 1996) die Standortfunktion (Habitatfunktion), Grundwasserschutzfunktion, klimatische Funktion oder die Funktion als Kohlenstoffdioxidsenke. Letzteres berücksichtigt, dass Städte nicht nur CO₂-Quelle sind, sondern daß Stadtböden auch als CO₂ Senken dienen können. Ziel ist eine Generalisierung und das Erstellen von „Steckbriefen“ für jeden Transformationstyp mit typischen ökologischen Potentialen. Aus diesen sollen dann Aussagen für die Auswirkungen der Transformationsflächen auf die Stadt als urbanes Ökosystem getroffen werden.

Zur räumlichen Gliederung des Ökosystems wurde der Stadtstrukturtypenansatz verwendet (z. B. Breuste et al., 2001). Dieser nutzt zur flächenhaften Abgrenzung in Städten ähnliche Landnutzungs-, Bbauungs- und Versiegelungsstrukturen. Hieraus lassen sich mittels Kausalbeziehungen ökologische Eigenschaften deduktiv ableiten (Sauerwein, 2004, Arlt & Lehmann 2006).

Halle als Hauptuntersuchungsgebiet wurde flächendeckend kartiert. Die ökologischen Detailuntersuchungen wurden durchgeführt auf ausgesuchten repräsentativen Brachflächen in den Stadtteilen Thüringer Bahnhof (Altindustrie sowie Wohnbauung der Gründerzeit), Silberhöhe (Großwohnsiedlung) sowie Heide (ehemalige Kaserne, Konversionsfläche). Pöznán dient als Vergleichsuntersuchungsgebiet zur Überprüfung und Evaluierung der Ergebnisse. Insbesondere soll überprüft werden, ob und inwieweit sich die in Halle festgestellten Ökotypen und Potentiale auf andere Untersuchungsräume übertragen lassen. Auch in Pöznán

nan wurden - allerdings in reduziertem Umfang, sowohl Änderungskartierungen als auch ökologische Untersuchungen durchgeführt (vgl. hierzu Tab. 2)

Tab. 2: Übersicht erfasster Parameter

	Halle	Poznan
GIS- gestützte Nutzungskartierung	X	O
Vegetationskartierung, Artenlisten	X	X
Pflanzensoziologische Aufnahmen nach Braun Blanquet (1964)	X	X
Klimamessungen	X	-
Bodenwassermessungen	X	-
Bodenphysikalische Eigenschaften (Leitfähigkeit, Bodenart, Bodenfarbe, Horizontmächtigkeit etc.)	X	X
Bodenchemische Eigenschaften (KAK, Makronährstoffe, Carbonat, Kohlenstoffgehalte etc.)	X	X

Erläuterung:

X = aufgenommen, O = in Teilen aufgenommen, - = nicht aufgenommen

4. Ergebnisse:

4.1. Erstellung eines geoökologischen Kartierschlüssels für postwendzeitliche Landnutzungsänderungen.

Erster Schritt der Arbeit ist eine Typisierung der Transformationsprozesse und deren Manifestationen im Stadtbereich und daraus die Erstellung eines Kartierschlüssels. Hierbei sind folgende Überlegungen zu berücksichtigen: Der Schlüssel soll nicht nur die heutige Landnutzung, sondern auch die ehemalige Nutzung, die Entwicklungsdynamik, und darüber hinaus ökologische Gesichtspunkte widerspiegeln. Nur auf diese Weise ist nicht nur eine reine Bilanzierung der heutigen ökologischen Potentiale, sondern auch ein Vergleich zwischen früher und heute sowie eine integrierte Auswertung der abgelaufenen Dynamik und Aussagen zu der Entwicklung ökologischer Potentiale möglich. Da für jeden Nutzungstyp umfangreiche Untersuchungen durchgeführt und finanziellen Gründen (Laborkapazität, Anwendbarkeit im Gelände etc.) darüber hinaus möglichst einfach sein und möglichst wenige Kategorien enthalten.

Ausgehend von diesen Prämissen werden in Vorkartierungen typische Nutzungs- und Entwicklungsstrukturen bestimmt, und mit den im letzten Kapitel genannten sozialen und wirtschaftlichen Entwicklungen ver- und abgeglichen. Gleiche Strukturen werden zu Typen zusammengefasst und aus diesen ein hierarchischer Kartierschlüssel erstellt (vgl. Abb. 2).

Auf oberstem Niveau werden die Typen nach Art und Intensität der heutigen anthropogenen Nutzung differenziert; intensiv genutzte Flächen werden der Kategorie I („Keine Brache“), extensiv Genutzte der Kategorie II („Brache“) zugeordnet. Hiermit wird sowohl der überragenden Rolle des anthropogenen Einflusses in urbanen Ökosystemen Rechnung getragen, als auch der maßgeblichen Rolle der urbanen Brachen. Auf dem zweiten Niveau werden beide Kategorien anhand ihrer Versiegelung zur Wendezeit unterschieden (1990: Versiegelung ja/nein). Die Brachen werden zusätzlich anhand ihrer aktuellen Versiegelung unterschieden (2006: Versiegelung ja/nein). Die Versiegelung wurde aus zwei Hauptgründen als Unterscheidungskriterium ausgewählt. Erstens ist es eine der wichtigsten Stellgrößen, die ökologischen Potentiale werden durch Änderung der Versiegelung sehr stark beeinflusst. Zweitens war der Stand der Versiegelung anhand der Luftbilder problemlos zu ermitteln, was für andere mögliche Kriterien (z. B. Sukzessionsstufe, Gehölzbestand) nicht möglich gewesen wäre.

4.2 Landnutzungsentwicklung im Stadtteil Thüringer Bahnhof

Der Stadtteil Thüringer Bahnhof, auch Riebeckviertel genannt, liegt im Zentrum von Halle südlich des Hauptbahnhofes. Er umfasst eine Gesamtfläche von ca. 312 Hektar. Prägend und namensgebend war der Güterbahnhof „Thüringer Bahnhof“, der von 1890 bis 1991 die großen Fabriken des Viertels mit dem Schienenverkehr verband (Halle, 2007). Die Entstehung des Stadtteils geht auf die Industrialisierung zu Beginn des neunzehnten Jahrhunderts zurück. Gequert wird das Riebeckviertel von der Merseburger Strasse, eine der Haupteinfallsstrassen in Halle. Diese teilt das Viertel in zwei Einheiten. Westlich der Merseburger Strasse findet sich in erster Linie Wohnbebauung, vor allem alte gründerzeitliche Bauten in geschlossener Blockrandbebauung (Sauerwein & Fornacon, 2002). Hauptsächlich östlich der Merseburger Strasse liegen die ebenfalls aus der Gründerzeit stammenden Industriegebiete. Diese werden mit wenigen Ausnahmen nicht mehr genutzt.

Der Stadtteil Thüringer Bahnhof wurde von den Transformationsprozessen in einem besonders starken Ausmaß getroffen. Im Sozialismus wurden kaum Investitionen in die Bausubstanz und die Produktionsgeräte getätigt. Die veralteten Maschinen waren auf dem Weltmarkt nach der Wende nicht mehr konkurrenzfähig. Folge war eine flächendeckende Insolvenz beinahe aller Unternehmen.

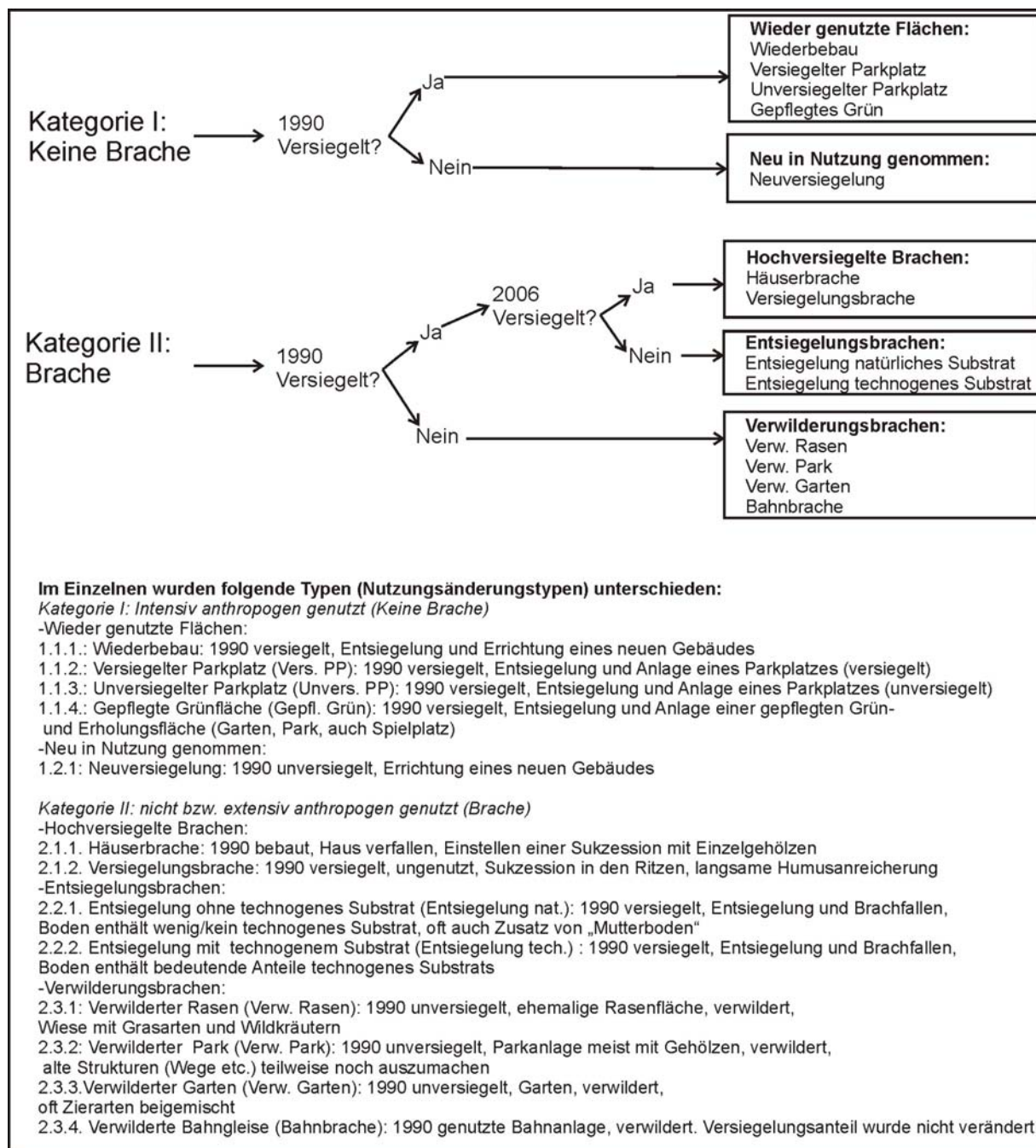


Abb. 2 : Kartierschlüssel für Nutzungsänderungstypen

Einige Gebäude wurden abgerissen, die Flächen teilweise entsiegelt, viele Gebäude blieben jedoch – auch aus Denkmalschutzgründen – erhalten. Entsprechend prägen zahlreiche imposante Industrieruinen heute das Bild im östlichen Teil des Viertels. Im westlichen Teil werden die Industrieruinen durch Häuserruinen abgelöst. Zwar wurden bereits große Investitionen in dem Viertel getätigt, doch obwohl günstig und zentral gelegen herrscht großer Leerstand und es gibt kaum eine Strasse, in der nicht mindestens ein leer stehendes und verfallendes Gebäude steht (Halle 2006).

Positive Impulse wurden in den letzten Jahren sowohl von kommunaler als auch von wirtschaftlicher Seite gegeben, beispielsweise durch die Förderung verschiedener Projekte durch das Urban 21 Programm oder die Ansiedelung mehrerer überregionaler Firmen (Internetapotheke, PC-Firma). Ein weiteres Projekt zur Aufwertung des Viertels stellte der Umbau des ehemaligen Güterbahnhofs Thüringer Bahnhof zu einem Park dar. Diese als Initialimpulse gedachten Maßnahmen führten bisher jedoch noch nicht im gewünschten Maß zu einer nachhaltigen Aufwertung des Viertels.

Tab. 3: Nutzungsänderung im Stadtteil Thüringer Bahnhof

Nutzungsänderungstyp	Anzahl	Größe ha	% Anteil Nutzungs- änderungsflächen	% Anteil Gesamt- fläche
Kategorie I				
1.1.1. Neubebau	30	11,8	14,5	3,8
1.1.2. Vers. PP	13	4,14	5,1	1,3
1.1.3. Unvers. PP	10	2,93	3,6	0,9
1.1.4. Gepfl. Grün	8	7,28	9,0	2,3
1.2.1. Neuversiegelung	2	3,33	4,1	1,1
Gesamt I:	63	29,48	36,3	9,4
Kategorie II				
2.1.1. Häuserbrache	50	9,53	11,7	3,1
2.1.2. Versiegelungsbrache	12	3,91	4,8	1,3
2.2.1. Entsiegelung nat.	16	10,18	12,5	3,3
2.2.2. Entsiegelung tech.	29	21,59	26,6	6,9
2.2.1. Verw. Rasen	1	0,59	0,7	0,2
2.2.2. Verw. Park	4	1,45	1,8	0,5
2.2.3. Verw. Garten	2	0,34	0,4	0,1
2.2.4. Bahnbrache	6	4,13	5,1	1,3
Gesamt II:	120	51,72	63,7	16,6
Gesamt I + II	189	81,2	100,0	26,0

Nutzungskartierung

Die luftbildbasierte Kartierung wurde Anfang 2006 durchgeführt und im Herbst desselben Jahres aktualisiert. Insgesamt wurden 189 Einzelflächen kartiert.

Mehr als ein Viertel, 81,2 ha (26 %) des Stadtviertels „Thüringer Bahnhof“ waren seit 1990 einer Nutzungsänderung unterworfen. (vgl. Tab. 3). Hierbei entfallen 9,4 % auf Kategorie I, die intensiv anthropogen genutzten Flächen, 16,1 % entfallen auf Kategorie II, die extensiv beziehungsweise nicht anthropogen genutzten Flächen (Brachen). Räumlich konzentrieren sich die Transformationsflächen vor allem im östlichen Teil des Untersuchungsgebietes. Im westlichen Teil, vor allem in den Wohngebieten finden sich nur vereinzelt Häuserbrachen. Die hohe Zahl leer stehender Häuser legt jedoch den Schluss nahe, dass in den nächsten Jahren mit einem verstärkten Aufkommen von Häuserbrachen zu rechnen ist.

Bezüglich der Anzahl sind die Häuserbrachen mit 50 kartierten Einheiten dominant, vor der Kategorie „Neubebauung“ (30 kartierte Flächen) sowie „Brache mit technogenem Auftrag“ (29 kartierte Flächen). Bezüglich der Größe dominieren die ehemals versiegelten Brachen, (21,59 ha bzw. 10,18 ha). Auch die neu bebauten Flächen weisen einen sehr hohen Anteil auf (11,8 ha). Die Naherholungsflächen umfassen eine Fläche von 7,28 ha. Dieser für diese Kategorie relativ hohe Wert erklärt sich aus der Anlage des Parks „Thüringer Bahnhof“

auf dem Gelände des ehemaligen Güterbahnhofs auf einer Fläche von 5,9 ha.

Aus alten Grünflächen (Rasen, Park Gärten) entstandene Brachen sind selten. Insgesamt umfassen diese lediglich 2,5 ha. Aufgrund der früheren extrem intensiven anthropogenen Nutzung im Stadtviertel gab es nur sehr wenige Grünflächen (Friedhof, Schrebergärten), deren Fläche sich seit 1990 kaum verändert hat. Die verwilderten Flächen umfassen vor allem kleinere Gärten beziehungsweise die repräsentativen ehemaligen Eingangsbereichen der Fabrikgelände.

Alle Zahlen belegen sehr eindeutig eine starke Tendenz zur Dekonzentration und Entsiegelung. Lediglich 36,3 % der Transformationsflächen werden aktuell intensiv anthropogen genutzt. Insgesamt wurden 41,98 ha (oder 51,7 %) entsiegelt. Hierzu zählen die Kategorien: Brache auf technogenem Substrat, Brache auf natürlichem Substrat, unversiegelter Parkplatz sowie Naherholung. Die Neuversiegelung (Versiegelung ehemals unversiegelter Fläche) auf der anderen Seite betrug lediglich 3,33 ha (4,1 %).

Ökologische Auswirkungen

Durch die Entsiegelung und das Bereitstellen von Freiflächen vergrößert sich das Habitat für Tiere und Pflanzen. Die entstehenden Ökosysteme weisen einen hohen Strukturreichtum auf und stellen zahlreiche ökologische Nischen für unterschiedliche Bedürfnisse (Wittig, 1991). Im Rahmen von (eigenen) Vegetationsaufnahmen

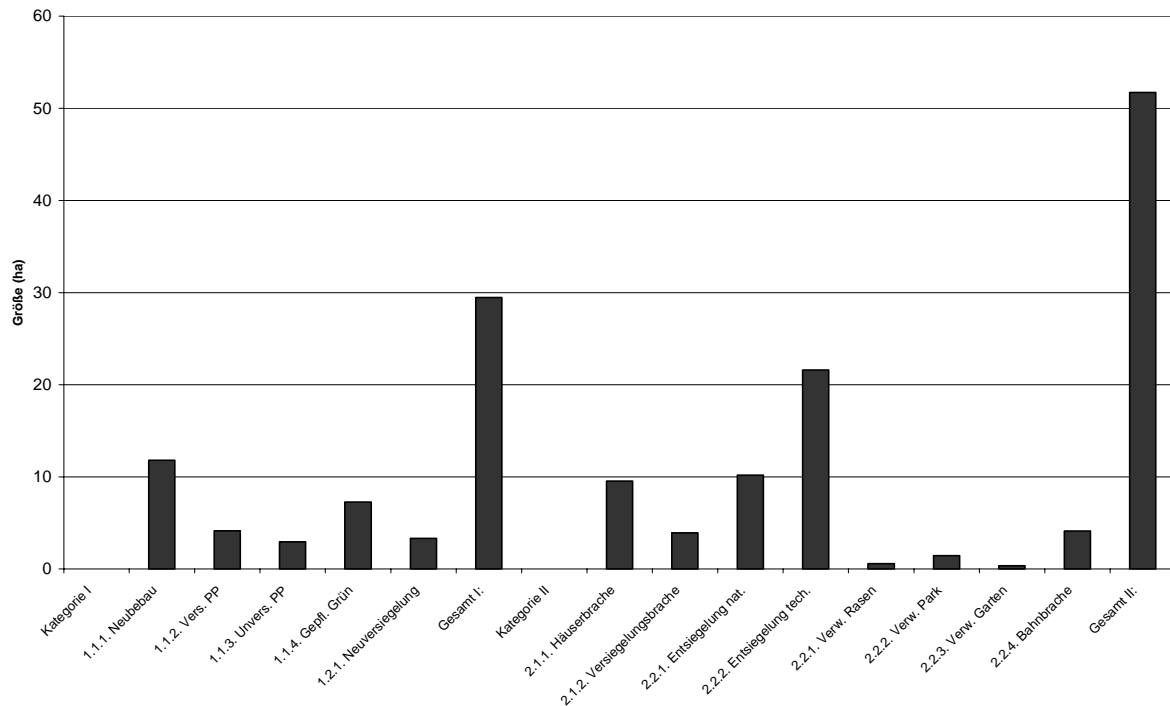


Abb. 3: Verteilung der Nutzungsänderungstypen am Standort „Thüringer Bahnhof“

wurden auf 20 Einzelflächen 197 Arten gefunden. Dies entspricht ca. 19 % der Gesamtartenausstattung der Stadt Halle (Klotz & Stolle, 2004)

Wärme- und trockenliebende Arten sind überdurchschnittlich stark vertreten, jedoch nicht ausschließlich (vgl. Braun-Blanquet 1964). In den Senken findet sich vielfach auch Schilf (*Phragmites australis*), eine ausgesprochen feuchtigkeitsliebende Art (Ellenberg et al., 2001). Außerhalb dieser Sonderstandorte leidet die Vegetation jedoch schnell unter Wasserstress aufgrund (der Infiltration und) des geringen Wasserhaltevermögens der Böden.

Die Grundwasserneubildung wird (quantitativ) durch die Transformationsprozesse im Bereich des Thüringer Bahnhofs positiv beeinflusst, da auf einer größeren Fläche das Wasser frei versickern kann und dem Grundwasser als Speisung zur Verfügung steht. In qualitativer Hinsicht besteht die Möglichkeit von Kontamination durch Salze oder Schadstoffe von den Industrieflächen.

4.3 Flächenentsiegelung im Stadtteil Halle-Neustadt

Anmerkung: Die Nutzungskartierung der Großwohnsiedlung Halle-Silberhöhe lag zum Zeitpunkt dieser Veröffentlichung noch nicht in digitaler Form vor. Stattdessen werden an dieser Stelle die Ergebnisse der Nutzungskartierung in der Halleschen Großwohnsiedlung Halle-Neustadt vorgestellt.

Halle-Neustadt wurde als reine Großwohnsiedlung konzipiert und stellte ursprünglich das Prestigeobjekt und die Modellstadt der DDR dar. Seit der Wende leidet Halle-Neustadt ganz besonders unter dem Bevölkerungsverlust. (Fliegner, 2006). Ursprünglich ausgerichtet auf etwa 90.000 Einwohner liegt die aktuelle Einwohnerzahl bei 48.931 (Halle, 2007). Um wachsendem Leerstand und damit einhergehender Verwahrlosung entgegenzuwirken, wurden mit Hilfe des Programms Stadtumbau Ost und Urban 21 große finanzielle Mittel für Rück- und Umbau bereitgestellt. Mehr als eine Milliarde Euro wurden für Sanierungs- und Neubauvorhaben aufgewendet (Halle, 2007). Bis zum Jahr 2004 wurden etwa 1000 Wohneinheiten abgerissen (Fliegner, 2006). Hierbei entstehen große Freiflächen.

Ergebnisse der Nutzungskartierung

Der Bereich der Großwohnsiedlung Halle-Neustadt wurde im Jahr 2005 kartiert. Durch Rückbau wurden insgesamt 5,4 ha entsiegelt. Der Abriss konzentriert sich auf die westliche Neustadt, jenseits der Nietlebener Strasse. Hier schrumpft die Stadt Halle an ihrer westlichen Peripherie. Ein weiteres, geringer ausgeprägtes Zentrum des Abrisses befindet sich zwischen Hallorenstrasse und Rennbahnkreuz.

Im Unterschied zum Stadtteil Thüringer Bahnhof macht sich besonders bemerkbar, dass die Flächen in Neustadt komplett einer Nachbehandlung unterzogen wurden. Es wurde in jedem

Fall humusreicher Boden („Mutterboden“) aufgetragen und vielfach erfolgte Raseneinsaat.

Dadurch fallen die Transformationsflächen optisch nicht so extrem auf wie zum Beispiel im Stadtviertel „Thüringer Bahnhof“, sondern fügen sich harmonisch in das Stadtbild ein.

Bezüglich Biotop- und Habitatfunktion weisen die Flächen in Neustadt einen geringeren Wert auf. Ihre Artenvielfalt liegt weit unter der am Thüringer Bahnhof. Dies ist zu begründen in der Strukturarmut der homogenen Rasenflächen sowie in deren anthropogenen Pflege.

4.4 Flächenversiegelung im Stadtteil Poznan-Rataje

Ebenso wie Halle-Neustadt wurde Rataje während der sozialistischen Zeit als Großwohnsiedlung konzipiert. Während Halle-Neustadt jedoch mit Bevölkerungsverlust und Leerstand kämpft, wächst in Rataje die Wohnungsnot. Dies liegt zum einen an der Bevölkerungsentwicklung in Poznan, zum anderen auch an fehlenden Alternativen. In Halle wurden auch in den Innenstadtbereichen zahlreiche Wohnungen saniert und stellen somit wieder attraktiveren Wohnraum dar (Halle, 2006). Demgegenüber geschah dies in Poznan in einem weitaus geringeren Maße (Billert, 2004), so

dass die Großwohnsiedlungen als die modernsten und somit beliebtesten Wohngebieten angenommen werden. Infolgedessen werden die Großwohnsiedlungen weiter verdichtet.

Ergebnisse der Nutzungskartierung:

Eine Kartierung der Nutzungsstrukturen fand im Sommer 2005 statt. Die Nachverdichtung von Rataje geschieht sowohl durch den Bau einzelner Gebäude auf kleineren Freiflächen, als auch durch Ausweisung ganzer Flächen als Baugrund, auf dem dann sehr schnell Häuser hochgezogen werden. Die großflächigen neu erschlossenen Flächen befinden sich vor allem im Norden von Rataje (vgl. Abb. 4). Fast ausschließlich werden Wohnhäuser gebaut. Insgesamt wurden seit der Wende bis 2005 26,6 ha neu erschlossen und versiegelt.

4.5. Bodenanalysen

In den Jahren 2005 bis 2007 wurden auf repräsentativen Flächen in Halle und Poznan Bodenproben aus dem durchwurzelten Bereich (bis 30 cm) entnommen. Zusätzlich wurden in beiden Städten mehrere repräsentative Bodenprofile (70 cm bis 1 m Tiefe) angelegt. Insgesamt wurden in Poznan 17 Profile, in Halle

Erfassung des Bebauungsalters des Südöstlichen Wohngebietes von Poznan

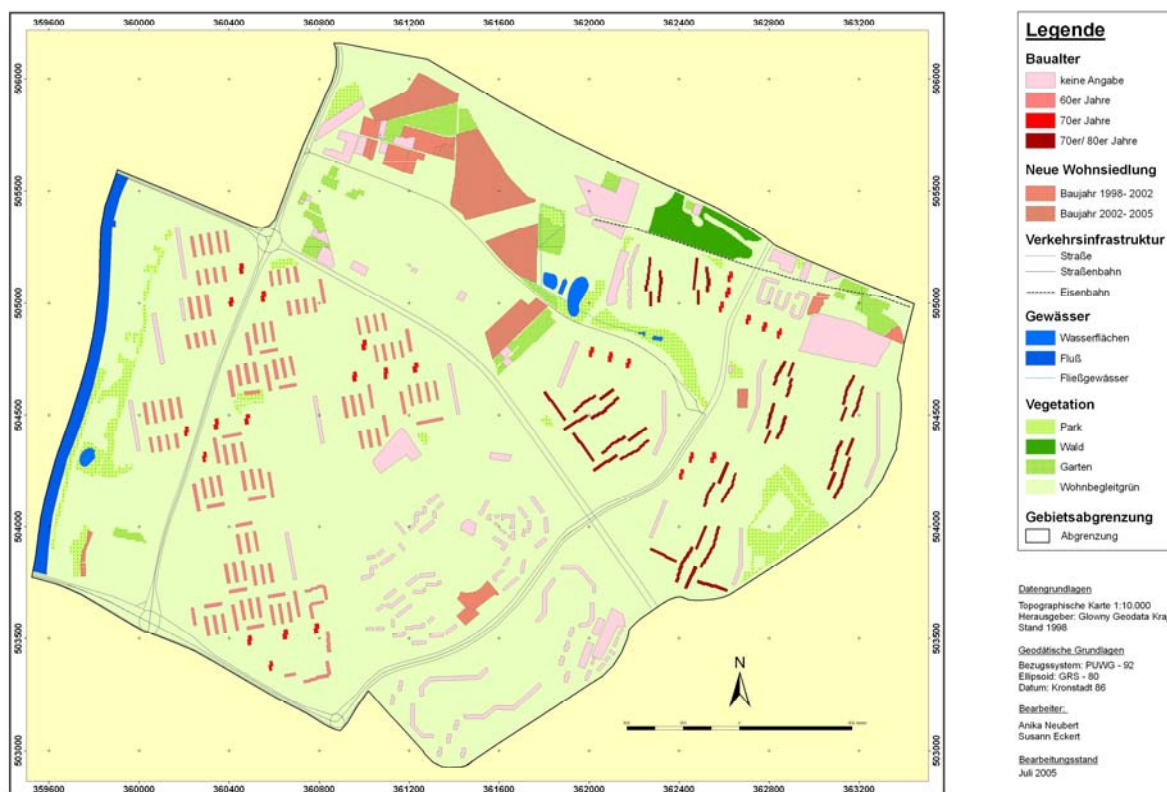


Abb. 4: Nutzungsentwicklung in Rataje (Bearbeitung: Neubert & Eckert, 2005)

Tab. 4.: Chemisch-physikalische Kennwerte

Untergrenze cm	Hor. Bez.	Humusgehalt	Gefüge	CaCo ₃ %	Lf µs/ cm	Bodenart	Skelettgehalt %	PO ₄ g/kg Boden	Farbe
14	Y1	h1	ein	9,6	136	Su3	48,6	0,02	2,5Y 3/1
28	Y2	h0	ein	7,7	2463	Sl2	56,8	0,02	2,5Y 5/3
55	Y3	h0	kitt	-	-	Su3	22,0	0,02	10YR 2/1
95	Y4	h0	ein	4,9	233	Su3	48,4	0,07	5Y 3/1
>95	Y5	h0	ein	35,9	1808	Su3	27,3	0,00	2,5Y 4/2

41 Profile erstellt, 160 Einzelproben entnommen und auf ihre physiko-chemischen Eigenschaften hin analysiert.



Abb. 5: Tiefenverteilung

Exemplarisch sollen die Bodenverhältnisse an einem Beispiel vorgestellt werden. Im Mai 2007 wurde auf einem ausgewählten Grundstück im Stadtteil Thüringer Bahnhof (Heinrich-Franck-Str.) ein Bodenprofil mit einer Länge von ca. 8 m und einer Tiefe von 1,5 m geöffnet. Die Fläche wurde als zu Kategorie II zugehörig als Entsiegelungsbrache mit technogenem Substrat zugeordnet (allerdings wurde die Fläche kurz nach Probenahme erneut versiegelt). Tabelle 4 zeigt ausgesuchte Parameter dieses Profils.

Ergebnisse

Beim vorliegenden Boden handelt es sich um einen Anthrosol - ein tiefgründig anthropogen veränderter Boden, auf kalkhaltigem technogenem Lockersubstrat. Das natürliche Aus-

gangssubstrat wurde nicht erreicht. Das Profil besteht (soweit im Aufschluss zu sehen), aus fünf übereinander gelagerten anthropogenen Kipphorizonten (Y).

Der oberste Horizont (Y1) reicht bis in 14 cm Tiefe. Er ist schwach mit Humus angereichert (h1) (BGR, 2005)

Im zweiten Horizont (Y2) steigt der Skelettgehalt merklich, die Leitfähigkeit extrem an (2463 µs). Das Skelett besteht in erster Linie aus Bauschutt, Ziegelresten sowie Betonstücken. Im Unterschied zu den übrigen Horizonten, die grau oder schwarz gefärbt sind, weist der zweite Horizont gelbe und rötliche Färbung auf.

Der dritte Horizont scheint aus Braunkohleresten zu bestehen. Die Probe erscheint im nassen Zustand tiefschwarz, nach Trocknung erkennt man eine einheitliches Dunkelbraun (10 YR 2/1) (Munsell). Skelettgehalt und Skelettgröße gehen merklich zurück.

Im vierten Horizont steigt der Skelettgehalt wieder auf etwa 50 % an. Der Horizont weist einen erhöhten Phosphatwert (0,07 g/kg Boden) auf.

Der fünfte Horizont (Y5) unterscheidet sich optisch vom Vierten durch weiße Einsprenkel, die dem Boden eine asche-artige Konsistenz verleihen. Die Laboruntersuchungen zeigen, dass es sich bei diesen „Flecken“ um Kalk handelt. Im Vergleich zu Y4 steigt der Carbonatgehalt stark an (35,9 %). Auch die Leitfähigkeit steigt an (von 233 in Y4 auf 1808 µs). Diese beiden Parameter können auf Translokationsprozesse innerhalb des Profils hindeuten. Dagegen sprechen zwei Faktoren:

Erstens würden sich diese Prozesse in allen Horizonten zumindest in Ansätzen wieder finden lassen. Dies ist hier nicht der Fall. Wie in Tabelle 4 zu sehen, schwanken die Werte sehr stark und weisen keine (erkennbaren) Zusammenhänge auf.

Zweitens differenzieren die Parameter in einem gewachsenen Boden nicht nur zwischen den Horizonten, sondern auch (in geringerem Ausmaß) innerhalb der Horizonte. Wäre also der hohe Kalkanteil in Y5 auf natürliche Umlagerungsprozesse zurückzuführen, wäre der

obere Teil des Horizonts stärker mit Kalk angereichert. Dies ist jedoch nicht der Fall. Der Kalk verteilt sich gleichmäßig innerhalb des Horizonts. Diese Faktoren beweisen, dass Kalkgehalt und Leitfähigkeit nicht durch natürliche Bodenbildungen bedingt wurden, sondern anthropogen so abgelagert wurden.

Sowohl die geringe Humusanreicherung im Oberboden Y1 als auch die Leitfähigkeit- und Kalkverhältnisse im Horizont Y5 zeigen, dass sich die Bodenbildung im Initialstadium befindet. Eine morphologische Ausdifferenzierung durch bodenbildende Prozesse hat bisher nicht stattgefunden.

Ökologische Eigenschaften

Ebenso wie die Bodenbildung befindet sich die Sukzession in einem frühen Initialstadium. Wenige Gräser (*Poa spec.*), sowie Ruderalpflanzen (z. B. *Artemisia vulgaris*) (Ellenberg et al., 2001) wachsen am Rande des Aufschlusses, stark beeinträchtigt durch die Bauarbeiten. Relevant für das Ökosystem ist nur der oberste Horizont, und innerhalb von diesem die obersten zehn Zentimeter unter der Bodenoberfläche, die mäßig durchwurzelt sind. Das Milieu des Bodens wird durch den Kalk bestimmt. Der Carbonatpuffer hält den pH-Wert im neutralen bis leicht basischen Bereich (vgl. Scheffer & Schachtschabel, 2002), was eine gute Nährstoffbereitstellung für die Vegetation und gute Lebensbedingungen für das Edaphon garantiert. Phosphat als Makronährstoff ist in ausreichendem Maß vorhanden. Der Boden weist aufgrund des hohen Skelettanteils sowie des hohen Anteils der Sandfraktion eine gute Infiltrationsfähigkeit auf. Geschmälert wird das Habitatpotenzial zum einen durch etwaigen Wasserstress der Vegetation, wie in Kapitel 4.2 beschrieben, zum anderen durch den geringen Humusgehalt, der Nachteile in punkto Haltefestigkeit, Wasserhaltefähigkeit sowie Kationenaustausch mit sich bringt.

5. Resümee und Ausblick

In der vorliegenden Veröffentlichung wurden erste Ergebnisse des Forschungsvorhabens „Postwendezeitliche Entwicklungen und deren Auswirkungen auf ökologische Potentiale des urbanen Ökosystems“ vorgestellt. Präsentiert wurden Ergebnisse aus den beiden Untersuchungsgebieten. Hierbei wurde gezeigt, dass durch die Postwendezeitlichen Prozesse in beiden Städten unterschiedliche Entwicklungen induziert wurden. In Halle überwiegen in beiden vorgestellten Stadtteilen – Neustadt und Thüringer Bahnhof Nutzungsänderungen, die mit einer verstärkten Flächenentsiegelung einhergehen. Vor allem am Thüringer Bahnhof entstehen hierbei strukturreiche Ökosysteme. In Poznan - Rataje hingegen überwiegt Neu-

versiegelung und Konzentration. Auch dies hat (negative) Auswirkungen auf die ökologischen Flächenpotentiale.

Als Beispiel für die detailökologischen Geländearbeiten wurde ein repräsentatives Bodenprofil mit seinen ökologischen Eigenschaften vorgestellt.

Die praktischen Arbeiten (Gelände und Labor) zu dem Forschungsvorhaben sind abgeschlossen. Derzeit erfolgt eine detaillierte Auswertung aller Daten, die Ende 2008 in Form einer Forschungsarbeit (Dissertation) veröffentlicht wird.

Literatur

- Altrock, U., Güntner, S., Huning, & Peters, D. (Hrsg.) (2005). Zwischen Anpassung und Neuerfindung- Raumplanung und Stadtentwicklung in den Staaten der EU- Osterweiterung. Reihe Planungsrundschau Heft 11. Berlin, 351 S.
- Arlt, G., & Lehmann, I. (2006). Zur Bewertung ökologischer Flächenleistungen in Städten, in: Deutscher Rat für Landespflege. Freiraumqualitäten in der zukünftigen Stadtentwicklung. Schriftenreihe des DRL, Heft 78, S. 66-74
- Billert, Andreas (2004). Stadterneuerungsprobleme in Polen als Folge fehlender Marktstrukturen im Wohnungswesen und ungenügendem Planungsrecht- Praxisbericht und Ausblick. In: Städte im Umbruch 2/2004. Edition Kirchhoff und Franke, Leipzig/Berlin.
<http://schrumpfende-stadt.de/>, Stand 8.11.2004, aufgerufen am 26.10.2007.
- BGR – Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hrsg.) (2005). Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl. Hannover. 438 S.
- Braun-Blanquet, J. (1964). Pflanzensoziologische Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl. Springer. Wien. 865 S.
- Breuste, J., Wächter, M. & Bauer, B. (Hrsg.) (2001). Konzepte zur Umwelt- und sozialverträglichen Entwicklung von Stadtregionen. CD-Rom. UFZ-Umweltforschungszentrum. Leipzig.
- Deilmann, C., Gruhler, K. & Böhm, R. (2005). Stadtumbau und Leerstandsentwicklung aus ökologischer Sicht. 1. Aufl. München. 103 S.
- Ellenberg, H. et. al. (2001). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. Goltze. Göttingen. 216 S.
- Finke, L. (1996). Landschaftsökologie. 3. Aufl. Westermann. Braunschweig. 245 S.
- Fliegner, S. (2006). Halle-Neustadt – quo vadis sozialistische Modellstadt?. In: Frühauf &

- Friedrich (Hrsg.). Halle und sein Umland. 2. Aufl. Mdv. S.82-86.
- Halle, Die Stadt (2006). Wandel-Halle-Stadt als Ansichtssache (Das Bildbuch zur Ausstellung). 1. Aufl. Halle. 126 S.
- Halle, Die Stadt. www.halle.de. (Aufgerufen am 22.10.2007)
- Klotz, S. & Stolle, J. (2004). Flora der Stadt Halle, 1. Aufl. Calendula-Hallesche Umweltblätter. Halle 164 S.
- Langner, M. & Endlicher, W. [Hrsg.] (2007). Shrinking Cities: Effects on urban Ecology and Challenges for urban development. 1. Aufl. Internationaler Verlag der Wissenschaften. Frankfurt. 161 S.
- Sauerwein, M. (2004). Urbane Bodenlandschaften – Eigenschaften, Funktionen und Stoffhaushalt der siedlungsbeeinflussten Pedosphäre im Geoökosystem. Habilitationsschrift. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Halle 202 S.
- Sauerwein, M. & Fornacon, C. (2002). Geoökologische Kartierung und Verwendung von Stadtstrukturtypen in Halle (Saale). In: Hallesches Jahrbuch für Geowiss. R.A. Bd. S. 24. S. 29-40
- Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (2002). Lehrbuch der Bodenkunde, 15. Aufl. Spektrum akademischer Verlag, Heidelberg, 593 S.
- Stala (Statistisches Landesamt) Sachsen Anhalt (2007). <http://www.stala.sachsen-anhalt.de/> letzte Aktualisierung 25.10.2007; aufgerufen am 26.10.2007).
- Statistical Office Poznan. (2008). http://www.stat.gov.pl/poznan/index_ENG_HTML.htm. (Stand 03/2008; Aufgerufen 3.4.2008.)
- Urząd Miasta Poznania (Stadt Poznan) 2001. Poznan 2000 Raport o stanie miasta. 150 S.
- Walossek, W. (2006). Am Anfang standen Salz und Kohle – Etappen der wirtschaftlichen Entwicklung des engeren halleschen Raumes. In: Frühauf & Friedrich (Hrsg.). Halle und sein Umland. 2. Aufl. Mdv. S. 42-49.
- Westermann, J. & Kowarik, I. (2006). Mechanisms of plant establishment in disused railway areas. In: GDFG Graduiertenkolleg 780/2 „Urban Ecology“ (Hrsg.). Third international conference on urban ecology in Berlin. Berlin. S. 129-131.
- Wittig, R. (1991). Ökologie der Großstadtflora-Flora und Vegetation der Städte des nord-westlichen Mitteleuropas. 1. Aufl. Fischer. Stuttgart. 261 S.

Anschrift

Dipl. Geogr. Tina Skupin
Institut für Geowissenschaften
Martin Luther Universität Halle-Wittenberg
Von-Seckendorff-Platz 4
06120 Halle (Saale)

E-Mail: tina.skupin@geo.uni-halle.de

Stadtgestalt und Biologische Vielfalt

Urban form and biodiversity

PETER WERNER

Zusammenfassung

In der Diskussion um nachhaltige Stadtentwicklung wird immer wieder behauptet, dass die stadtgestalterische Qualität einer Stadt – kompakt oder zersplittert – die Möglichkeiten für eine nachhaltige Entwicklung stark beeinflusst. Aus diesem Grunde ist die Suche nach einer nachhaltigen Stadtgestalt immer mehr in den Blickpunkt des Interesses gerückt. Es wird als selbstverständlich angenommen, dass die Stadtgestalt einen Einfluss auf die Artenvielfalt einer Stadt ausübt. Allerdings sind dazu bisher nur wenige Merkmale untersucht worden. Vergleichsstudien zeigten, dass ein Zusammenhang zwischen Artenreichtum bzw. Zusammensetzung von Fauna und Flora und Größe einer Stadt bzw. Anzahl der Einwohner besteht. Stadtgestalt ist aber nicht nur Stadtgröße, sondern umfasst weitere Merkmale, wie Kompaktheit der Siedlungsform, Verteilung von Stadtstrukturen und städtebauliche Dichte. Um der Frage nachzugehen, ob und gegebenenfalls wie die zuletzt genannten Merkmale von Stadtgestalt die biologische Vielfalt beeinflussen, wurden kommunalstatistische Daten und Ergebnisse von Stadtbiotopkartierungen, hier die floristischen Daten der Kartierungen, zueinander in Bezug gesetzt und analysiert. Einige Ergebnisse dieser Auswertungen werden im Beitrag vorgestellt. Dabei wird auch explizit auf das Problem der schrumpfenden Städte Bezug genommen.

Nachhaltige Stadtentwicklung, Stadtgestalt, kompakte Stadt, Biodiversität, Flora, Neophyten

Summary

In discussions about sustainable urban development there is a central premise that the form of a town or a city can affect its sustainability. By this the search for sustainable urban forms became more and more important. It is also clear that urban form has effects on biodiversity. But only few features of urban form were investigated in this context. For example comparative studies of various towns and cities demonstrate that the species richness and the composition of the urban flora depend on city size or population size. However urban form means not only size but also shape, patterns and density. The relationships between species composition and urban shape, patterns and density were analysed using the floristic data lists of urban biotope mappings of German towns and cities. Some results of the relationship between urban form and biodiversity will be presented. The results also underline the problem that the mappings are not standardized adequately and the data often do not allow any clear distinctions between built-up areas and open areas. For these reasons, the presented results about the relationship between urban form and composition of urban flora must be interpreted carefully.

1. Einleitung

Es ist weitgehend anerkannt, dass ein Zusammenhang zwischen Stadtgestalt, dargestellt über die Parameter Größe, Dichte und Kompaktheit, und ökologischen Einflüssen von Städten besteht. Von daher überrascht es nicht, dass seit einigen Jahren eine intensive wissenschaftliche und politische Diskussion über die Bedeutung von Stadtgestalt und nachhaltiger Stadtentwicklung geführt wird (Jenks & Dempsey, 2005; Williams et al., 2003). Im Mittelpunkt steht dabei die Diskussion um die kompakte Stadt (Jenks et al., 1996; Jenks & Burgess, 2000). Als Vorbild für die kompakte Stadt gilt besonders in Europa die historisch gewachsene europäische Stadt, die durch klare bauliche Grenzen und einem dicht

bebauten Stadtkern charakterisiert ist. Viele Stadt-, Raum- und Umweltplaner, die sich mit Fragen der nachhaltigen Stadtentwicklung beschäftigen, sehen in der kompakten Stadt die einzig nachhaltige Stadtform, die es anzustreben bzw. zu verteidigen gilt.

Diese Diskussion hat in den letzten Jahren eine neue Dimension erhalten, nämlich die Dimension der schrumpfenden Städte, so dass das planerische Idealbild einer kompakten Stadt nicht nur durch Suburbanisierung und Zersiedlung, sondern jetzt auch noch durch Schrumpfungsprozesse bedroht wird. Im Folgenden werden nicht das Leitbild der kompakten Stadt und ihre Bedeutung für eine nachhaltige Stadtentwicklung diskutiert, sondern es werden Ergebnisse präsentiert, die Hinweise

über den Zusammenhang von Stadtgestalt und biologische Vielfalt liefern sollen. Die kompakte Stadt ist dabei ein wichtiger Ausgangspunkt der Betrachtungen, die durch verschiedene Formen von Schrumpfung, wie Entdichtung, Perforation und Reduktion, aufgelöst wird.

2. Daten und Methoden

Die hier vorgestellten Ergebnisse basieren auf einer Untersuchung, die als Test durchgeführt worden ist, um zu prüfen, ob mit Hilfe von verfügbaren biologischen Daten und öffentlich zugänglichen Daten der kommunalen Statistik – und das ist ein zentrales Anliegen – Zusammenhänge zwischen Stadtgestalt und Biodiversität beschrieben und ausgewertet werden können. Das bedeutet hier, es handelt sich um Daten, die im Institut Wohnen und Umwelt vorliegen bzw. frei nutzbar sind und zum Beispiel vom Institut im Auftrag des Landes Hes-

sen verwaltet werden.

Für die Beschreibung der biologischen Vielfalt sind Daten herangezogen worden, die im Rahmen von Biotopkartierungen von Städten entstanden sind. In Deutschland sind mehr als 220 Biotopkartierungen von Städten durchgeführt worden (Abb. 1). Fast jede Stadt mit mehr als 100.000 Einwohnern hat eine derartige Kartierung realisiert. Für diese Testuntersuchung wurden die Daten von 21 Städten ausgewertet, für die der Autor über vollständige Gesamtflorenlisten aus den Biotopkartierungen verfügt. Gesamtflorenlisten sind praktisch die einzigen biologischen Daten, die für jedes Stadtgebiet vorliegen, in denen Biotopkartierungen durchgeführt worden sind. Die faunistischen Daten der Biotopkartierungen sind dagegen weitaus heterogener und für Vergleiche nicht so gut geeignet.

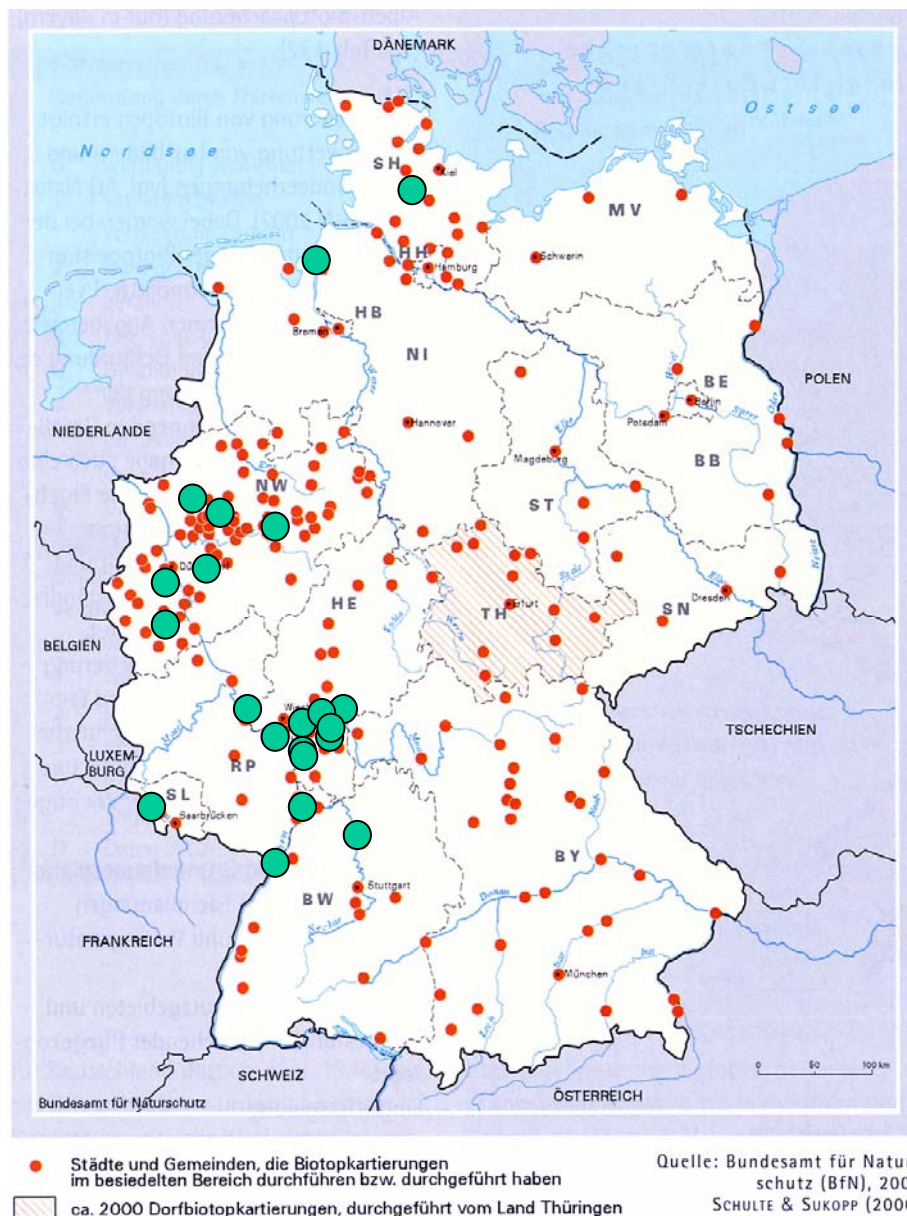


Abb. 1: Biotopkartierungen im besiedelten Bereich in der Bundesrepublik Deutschland. Grüne Kreise – ausgewertete Kartierungen.

Die Florenlisten der Teststädte wurden unter anderem in Bezug auf folgende Merkmale der einzelnen Pflanzenarten ausgewertet:

- Status der Einbürgerung;
- Lebensform;
- ökologische Ansprüche (Zeigerwerte nach Ellenberg);
- pflanzensoziologische Einordnung.

Zur Beschreibung von Stadtgestalt wurden Kenndaten ausgewählt, aus denen Stadtgröße, Stadtriss, städtebauliche Dichte, Heterogenität der Nutzungen (Alberti, 2000) und Einbettung der Siedlungsnutzung in Nutzungen der Kulturlandschaft ablesbar sind. Hierfür wurden für die 21 Beispielsstädte folgende Daten aus der kommunalen Statistik entnommen:

- Größe der Gemeindefläche;
- Größe der Siedlungsfläche;
- Umfang der verschiedenen Nutzungsarten;
- Einwohnerzahl;
- Anzahl von Gebäuden und Wohnungen.

Allein die Form der Stadtgestalt musste aus Plänen und Luftbildern entnommen und in stilisierte Karten umgesetzt werden. Es konnten hierfür keine geeigneten Indikatoren aus der kommunalen Statistik identifiziert werden.

a. Biologische Vielfalt und nachhaltige Stadtformen

Es ist bereits vielfach gezeigt worden, dass städtische Räume eine hohe Zahl an Tier- und Pflanzenarten aufweisen und dass pro Quadratkilometer in Städten mehr Arten zu finden sind als in landwirtschaftlichen oder forstwirtschaftlichen Gebieten (Sukopp & Wittig, 1998; Reichholf, 2007). Es ist auch gut bekannt, dass es eine direkte positive Korrelation zwischen Stadtgröße und Anzahl der Pflanzenarten gibt. Diese Korrelation zeigen auch die Beispielsstädte (s. Abb. 2). Der wesentliche Grund für diese Korrelation ist, dass die Diversität von Habitaten mit der Größe der Stadtflächen zunimmt. Es ist ebenfalls bekannt, dass ein Gradient von den Stadträndern zur Stadtmitte festzustellen ist, der eine Zunahme der Nutzungsintensität verbunden mit einer Abnahme der Anzahl von Pflanzen- und Tierarten aufweist. Dabei ist zu beachten, dass beides sowohl Verstädterung als auch eine Zunahme von städtischer Nutzungsintensität die Zusammensetzung der Arten verändertert. Letztlich ist bekannt, dass die verschiedenen städtischen Nutzungstypen charakteristische Zusammensetzungen von Arten aufweisen.

Am Beispiel nicht nur von Pflanzenarten lässt sich zeigen, dass mit zunehmender Urbanisierung der Anteil an hemerophilen Arten, das heißt der Anteil von Archaeophyten und Neophyten – nicht selten auf Kosten eines Rückgangs von einheimischen Arten – zunimmt (Olden et al., 2006). Bei den Pflanzen nimmt

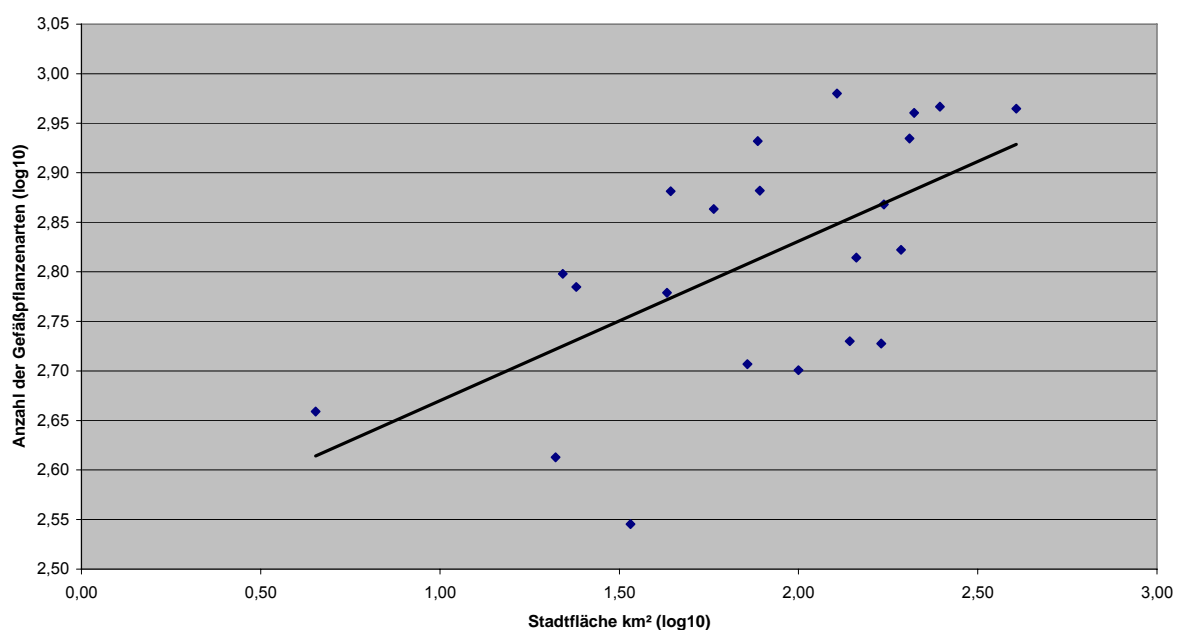


Abb. 2: Arten-Areal-Kurven der 21 ausgewerteten Städte ($r^2 = 0,3615$, $p \leq 0,003$).

die Zahl derjenigen Arten zu, die einen höheren Anspruch an Stickstoff, an Licht und Wärme haben (Wittig, 2002).

Auch wenn recht gut bekannt ist, wie Städte und Verstädterung Flora und Vegetation beeinflussen, so ist doch wenig darüber bekannt, welche Auswirkungen unterschiedliche Siedlungsstrukturen von Städten auf die Zusammensetzung von Flora und Vegetation haben. Es ist also nicht klar, wie das Verhältnis von einer kompakten Stadt zur Artenvielfalt in Bezug zu einer aufgelockerten Siedlungsstruktur aussieht. Die oben genannten Indikatoren können benutzt werden, um den Einfluss von unterschiedlichen Stadtstrukturen auf die biologische Vielfalt auf der lokalen Ebene abzuschätzen. Die regionale Ebene ist über andere Daten zu erschließen (s. z. B. Kühn & Klotz, 2006).

b. Schrumpfende Städte und Stadtgestalt

Um die potenziellen Wirkungen von schrumpfenden Städten auf die biologische Vielfalt be-

urteilen zu können, ist es notwendig die strukturellen Veränderungen zu erfassen, die durch Schrumpfungen hervorgerufen werden. Schrumpfungen lassen sich über drei typische Formen von Veränderungsprozessen beschreiben (s. Abb. 3):

- Abnehmende Nutzungsintensität
Die durchschnittliche Zahl von Personen, sowohl von Einwohnern als auch von Beschäftigten, und der Anteil von mehrgeschossigen Gebäuden nehmen ab.
- Perforation
Einzelne bebaute Flächen wandeln sich unsystematisch und über das ganze Stadtgebiet verstreut zu unbebauten oder ungenutzten Flächen um. Umfang und Verteilung dieser Umwandlung kann erheblich variieren.
- Reduktion
Die ursprüngliche Stadtform wird vom Rande her durch Rückbau größerer Areale verändert und Freiflächen „dringen“ in die ursprünglich bebauten Gebiete ein.

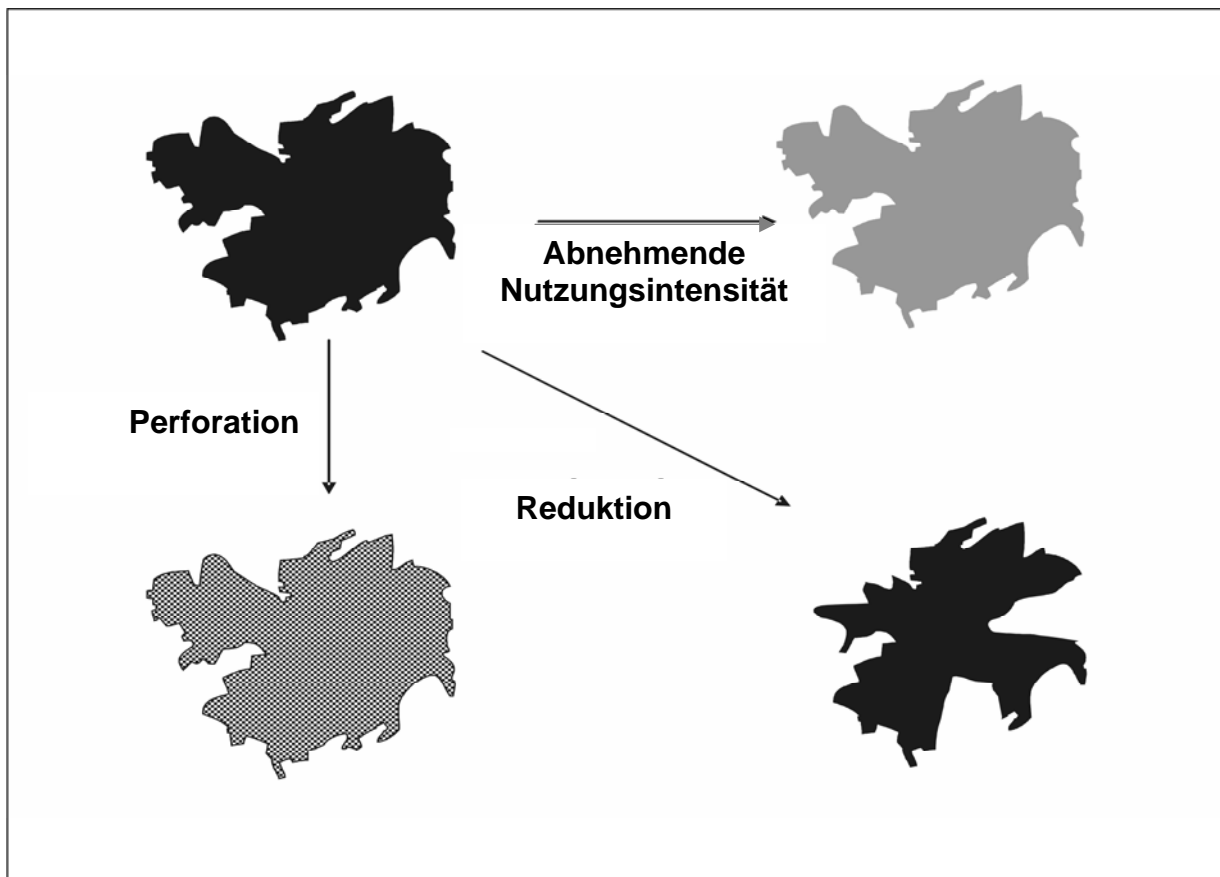


Abb. 3: Drei Typen von städtischen Schrumpfungsprozessen - abnehmende Nutzungsintensität, Perforation und Reduktion.

Tab. 1: Kennzahlen der ausgewerteten Städte. Die Biotopkartierungen, von denen die floristischen Daten stammen, sind in den 1980er und in den 1990er durchgeführt worden. Die statistischen Stadtdateien sind in der Regel aus den entsprechenden Jahren.

Stadt	Einwohnerzahl	Stadtfläche in km ²	Siedlungsfläche in km ²	Gebäudefläche in km ²	Zahl höherer Pflanzenarten	Neophyten %	Archaeophyten %	Therophyten %	Durchschnittl. Zeigerwert N
Arnsberg	74.000	193	35	23	664	9,9	12,7	20,5	5,16
Bochum	383.000	145	98	62	457	17,7	14,0	25,2	5,58
Bremerhaven	117.000	78	36	22	762	13,7	16,7	20,1	5,43
Darmstadt	134.000	128	41	24	955	15,0	12,4	24,8	4,77
Dietzenbach	27.000	22	7	5	625	12,2	14,6	25,1	5,08
Essen	620.000	210	137	81	909	18,2	12,8	27,4	5,36
Euskirchen	45.000	140	27	16	544	15,3	19,3	29,6	5,55
Frankfurt	645.000	248	137	77	926	18,0	13,4	28,2	5,24
Hanau	85.000	77	29	18	854	16,3	13,2	25,1	5,24
Heilbronn	121.000	100	33	20	502	14,4	11,8	21,8	5,18
Karlsruhe	268.000	173	77	46	738	18,7	15,4	27,3	5,20
Köln	914.000	405	237	131	922	18,3	12,4	25,3	5,22
Mannheim	296.000	145	79	48	649	17,4	15,6	31,1	5,38
Mörfeld.-Walld.	30.000	44	9	6	761	16,8	15,0	24,7	5,14
Mühlheim	24.000	21	6	4	410	10,5	14,9	17,1	4,93
Neu-Isenburg	35.000	24	8	5	604	14,9	13,7	24,2	5,26
Neumünster	83.000	72	33	22	509	11,8	10,6	20,0	5,14
Rüsselsheim	57.000	58	17	10	730	15,0	16,1	25,4	5,29
Saarlouis	38.000	43	23	14	601	14,3	17,1	27,6	5,21
Wiesbaden	267.000	204	77	40	863	14,0	12,2	21,2	5,52
Wuppertal	385.000	170	80	48	534	16,1	12,0	17,8	5,39

Die ersten beiden Prozesse können zusammenfassend auch als Entdichtung umschrieben werden. Für alle drei Prozesse gilt, dass sie ein Verlust an Kompaktheit bedeuten.

Die 21 ausgewählten Beispielsstädte wurden entsprechend der Merkmale Nutzungsintensität (Einwohner pro Fläche bzw. Verhältnis mehrgeschossiger zu niedriggeschossiger Bebauung), Perforation (Anteil von offenen Flächen zu bebauten Flächen) und Reduktion (kompakte Stadtformen zu „ausgefranst“ Stadtformen) geordnet bzw. gruppiert, um über einen Vergleich zwischen den Beispielsstädten potenzielle Effekte von Schrumpfungen zu simulieren. Soweit wie möglich wurden Regressionsanalysen zur Bewertung der Effekte benutzt.

3. Ergebnisse

Die ausgewählten Beispielsstädte variieren in

- der Größe der Gebietsfläche von 21 km² (Mühlheim/M.) bis zu 405 km² (Köln);
- der Größe der Siedlungsfläche von 6 km² (Mühlheim/M.) bis zu 233 km² (Köln) oder zwischen 18 % (Arnsberg) und 65 % (Essen) der Gebietsfläche;
- dem Umfang der Landnutzungen

Gebäudeflächen nehmen zwischen 52 % (Wiesbaden) bis zu 70 % (Dietzenbach) der Siedlungsfläche ein,

- ausgewiesene Grünflächen zwischen 2 % (Dietzenbach) bis zu 16 % (Wiesbaden) der Siedlungsfläche;
- der Bevölkerungszahl von 24.000 Einwohnern (Mühlheim/M.) bis zu 914.000 Einwohnern (Köln) und in der Bevölkerungsdichte von 1.600 Ew/km² (Saarlouis) bis zu 4.800 Ew/km² (Wuppertal);
- der Bebauungsintensität, ausgedrückt durch das Verhältnis von Anzahl der Wohnungen in Gebäuden mit mehr als 3 Wohneinheiten zu denen in Gebäuden mit 1 und 2 Wohneinheiten von 0,9 (Mörfeld-Walldorf) bis zu 6,6 (Frankfurt/M.). Zahlen liegen nicht für alle Städte vor.

b. Biologische Vielfalt und abnehmende Nutzungsintensität

Zur Ermittlung des Zusammenhangs zwischen Nutzungsintensität und biologischer Vielfalt wurde die Anzahl der Einwohner pro Siedlungsfläche sowie die Anzahl der Einwohner zu den Gebäudeflächen ins Verhältnis zu den floristischen Indikatoren gesetzt. Die Sied-

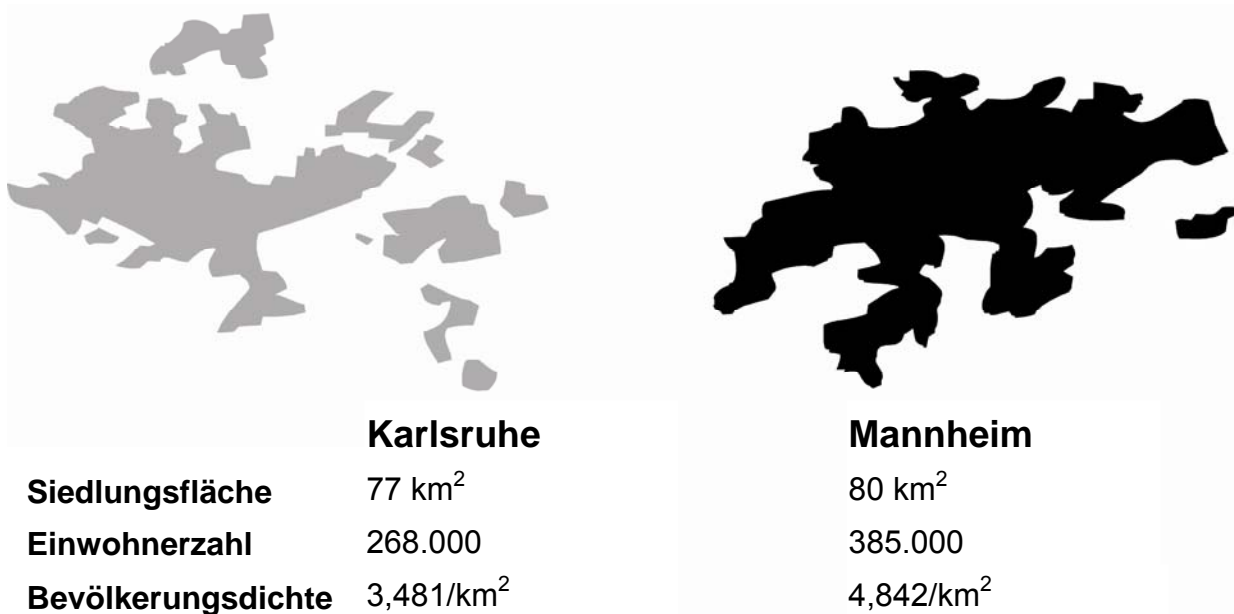


Abb. 4: Zwei Beispielsstädte, die unterschiedliche Nutzungsintensitäten widerspiegeln

lungsfläche stellt in der Statistik der Flächen-erhebung eine Zusammenfassung der vier Bodennutzungsarten Gebäude- und Freiflächen, Verkehrsflächen, Erholungsflächen und Friedhöfe dar, während die hier genannte Gebäudefläche allein die statistisch erfasste Bodennutzungsart Gebäude- und Freiflächen meint. Die Ergebnisse zeigen, dass der Anteil an Neophyten die stärkste Korrelation zu den oben genannten Indikatoren der Nutzungsintensität aufweist. Entsprechendes wurde bei Gradientenanalysen, bei Analysen unterschiedlicher Siedlungstypen oder bei Vergleichen zwischen Stadtstrukturtypen festgestellt (Pysek, 1998). Die absolute Zahl der Pflanzenarten oder Differenzierungen nach Lebensformtypen und nach ökologischen Ansprüchen haben sich bei den Vergleichen als keine signifikanten Indikatoren herausgestellt.

Ein Vergleich zwischen Städten gleicher Größengruppe, die 21 Städte wurden in vier Gruppen klassifiziert, ergab jedoch keinen Hinweis, dass mit reduzierter Nutzungsintensität auch eine Verschiebung in dem Anteil an Neophyten festzustellen ist. Die Stadtgröße ist offensichtlich das Merkmal, welches die anderen Variablen überlagert. Da Einwohnerzahlen in der Regel eng mit der Größe von Siedlungs- und Gebäudeflächen korrelieren, bedeutet dies, dass Daten von Untersuchungen, die sich ausschließlich auf Bewohnerzahlen beziehen und die dabei nicht gleichzeitig die Flächen-größe von Siedlungsgebieten beachten, vor allem durch Arten-Areal-Relationen bzw. durch

die Beziehung Flächengröße und Habitatdiversität beeinflusst sind.

c. Biologische Vielfalt und Perforation

Mögliche Wirkungen durch eine Perforation könnten über einen Vergleich der Durchmischung von Grün- zu Gebäudeflächen untersucht werden. Allerdings geben die kommunalen Statistiken weder Auskunft über die räumliche Verteilung und jeweiligen Größen der öffentlichen Grünflächen noch über den Umfang privater Grünanlagen wieder. Aus diesem Grunde kann als ein Indikator nur das allgemeine Verhältnis von öffentlichen Grünflächen zur Siedlungsfläche bzw. zur Gebäudefläche abgebildet werden.

In diesem Fall zeigt ein Vergleich zwischen Städten der gleichen Größengruppe, dass der Anteil an Pflanzenarten mit höheren Ansprüchen an Stickstoff mit einer Zunahme des Anteils an Grünflächen ansteigt. Eine Erklärungsmöglichkeit für diesen Zusammenhang ist, dass die Art und Weise der Grünflächenpflege durch die Gartenämter zu diesem Effekt führt. Das würde im Umkehrschluss heißen, wenn in schrumpfenden Städten ein großer Teil der freiwerdenden Flächen aus dem Grünflächenmanagement herausfallen würde, dass dann dieser Effekt nicht mehr festzustellen sein dürfte.

Die vorliegenden Ergebnisse sind nur als Hinweise zu verstehen, da die Zahl der Städte in einer Größengruppe nicht groß genug ist, um auch statistisch abgesicherte Aussagen treffen zu können.

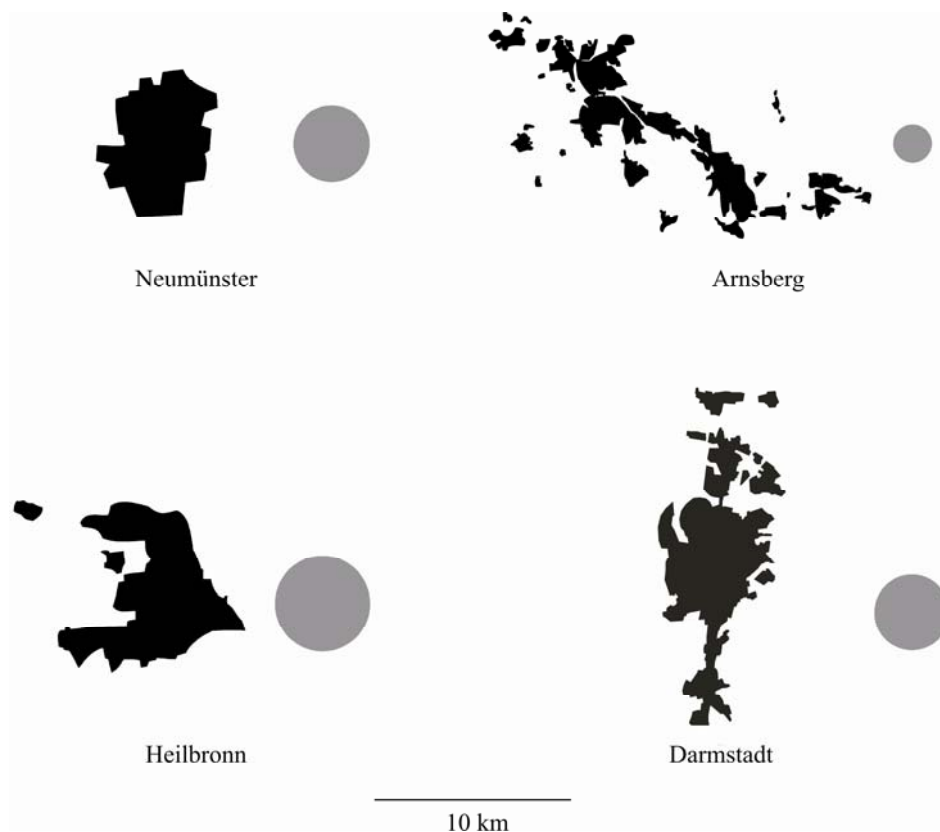


Abb. 5: Vergleich der Kompaktheit von vier Beispielsstädten, die der gleichen Größenklasse zugeordnet sind, mittels eines einfachen Kompaktheitsindikators.

d. Biologische Vielfalt und Reduktion

Zahlreiche Planer sehen in dem Verlust an Kompaktheit einer Stadt auch einen Verlust an umweltverträglicher Nachhaltigkeit.

Um die Wirkungen des Verlustes von Kompaktheit in der Stadtform auf die Pflanzenwelt einer Stadt zu erfassen, sind gegenüber den vorherigen Daten total andere Daten zu verwenden. Im Naturschutz ist vielfach und intensiv die SLOSS-Diskussion – single large or several small - geführt worden. Als Ergebnis wird die Ansicht vertreten, dass große, zusammenhängende und Flächen mit einem geringeren Edge-Area-Verhältnis günstiger als Naturschutzgebiete sind als kleine, separierte und schmale Flächen (Wilson & Willis 1975). Dieses Bild von mehr oder weniger vorteilhaften Raumstrukturen kann auch auf städtische Räume übertragen werden und zwar dahingehend, dass große zusammenhängende Stadtflächen mehr Urbanitätseffekte repräsentieren als kleine zerstreute Siedlungsstrukturen.

Die Gestaltformen der Beispielsstädte sind in vereinfachte Schwarz-Weiß-Grafiken übertragen worden, um so die wesentliche Siedlungsflächenformen sichtbar und auswertbar zu machen. Grünflächen, die von Bauflächen eingerahmt sind, sind der Siedlungsfläche zugeordnet worden, Grünzüge, die vom Au-

ßenbereich in den Innenbereich hineinragen, sind dagegen als Außenflächen, die nicht zur Siedlungsfläche zählen, ausgespart worden. Abb. 5 zeigt Beispiele für unterschiedlich kompakte Stadtformen.

Zur Beurteilung der vorliegenden Stadtformen wurde ein sehr einfacher Kompaktheitsindex gewählt. Da ein Kreis die kompakteste Form darstellt, wurde die Kreisfläche, die maximal in die Stadtform der geschlossenen Siedlungsbebauung eingepasst werden kann, als das jeweilige Kompaktheitsmaß einer Stadt definiert (Tab. 2).

Tab. 2: Kompaktheitsindikator für vier Beispielsstädte der gleichen Größenklasse.

Stadt	Einwohnerzahl	max. geschlossene Kreisfläche km ²
Arnsberg	74.000	2,5
Darmstadt	134.000	7,1
Neumünster	83.000	10,2
Heilbronn	121.000	15,9

Diese Zahl wurde wiederum mit den floristischen Daten in Bezug gesetzt. Erneut war der Anteil der Neophyten die Größe, die signifikant mit dem Kompaktheitsindex korrelierte. Dagegen zeigte beispielsweise der Anteil an Ar-

chaeophyten oder an Therophyten, letztere gelten ebenfalls als ein Indikator für Verstädterung, keine nennenswerten Korrelationen zum Kompaktheitsindex.

Oben ist erwähnt worden, dass in der Stadtplanung Kompaktheit auch als ein Indikator für Urbanität gesehen wird. In den einleitenden Ausführungen ist gezeigt worden, dass der Anteil an Hemerophyten – die Summe von Archaeophyten und Neophyten – spätestens seit Falinski 1971 als ein Maß von Verstädterung betrachtet wird. Die hier vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass allein der Anteil an Neophyten ein sinnvoller Indikator für Verstädterung ist. Schlussfolgerungen

Die hier vorgestellten Ergebnisse sind im Rahmen eines Testverfahrens entstanden, bei dem geprüft werden sollte, inwieweit durch eine Verschneidung von Daten der kommunalen Statistik mit Ergebnissen aus Stadtbiotopkartierungen Aussagen über die Beziehungen zwischen Stadtgestalt und biologischer Vielfalt möglich sind. Ein Vergleich der Florenlisten aus Biotopkartierungen von verschiedenen Städten, die sich in Nutzungsintensität und Kompaktheit unterscheiden, bietet prinzipiell die Möglichkeit diese Zusammenhänge zu untersuchen. Ergeben sich sinnvolle Auswertungsmöglichkeiten, so können die Verfahren auf alle Städte, die Stadtbiotopkartierungen durchgeführt haben, übertragen werden.

Schrumpfungsprozesse von Städten sind durch Entdichtung, das heißt Reduktion von Nutzungsintensität und Perforation, und durch einen Verlust an räumlicher Kompaktheit, das heißt hier Rückbau von den Ortsrändern her,

gekennzeichnet. Durch einen Vergleich von Städten, die sich in diesen Merkmalen unterscheiden, können Aussagen darüber gemacht werden, welche potenziellen Effekte auf die biologische Vielfalt durch Schrumpfungen eintreten können.

Die bisherigen Testuntersuchungen haben zu folgenden Ergebnissen geführt:

- Die Zahl der Pflanzenarten korreliert positiv mit der Größe der Stadtfläche und damit mit dem Angebot an unterschiedlichen Habitaten. Verändert sich mit den Schrumpfungprozessen nicht der Grad der Habitatdiversität, dann wird sich auch die Gesamtzahl an Pflanzenarten nicht ändern.
- Ein Rückgang an Dichte bzw. Nutzungsintensität und eine zunehmend perforierte Stadtgestalt werden wahrscheinlich den Anteil an Neophyten am Gesamtartenspektrum verringern. Neophyten stellen allerdings einen wichtigen Anteil des Artenreichtums einer Stadt, denn sie kompensieren quasi den Verlust an einheimischen Arten. Wenn Neophyten und einheimische Arten zurückgehen, dann ist zu erwarten, dass auch die Gesamtartenzahl rückläufig sein wird.
- Eine Zunahme an neuen von Grünämtern gepflegten Grünflächen, zum Beispiel als ein Ergebnis von Perforationsvorgängen, kann zu einem relativen Anstieg an Pflanzenarten führen, die bezüglich Stickstoffversorgung höhere Standortansprüche haben. Durch ein traditionelles Management der Grünflächen kann der Anteil spontan

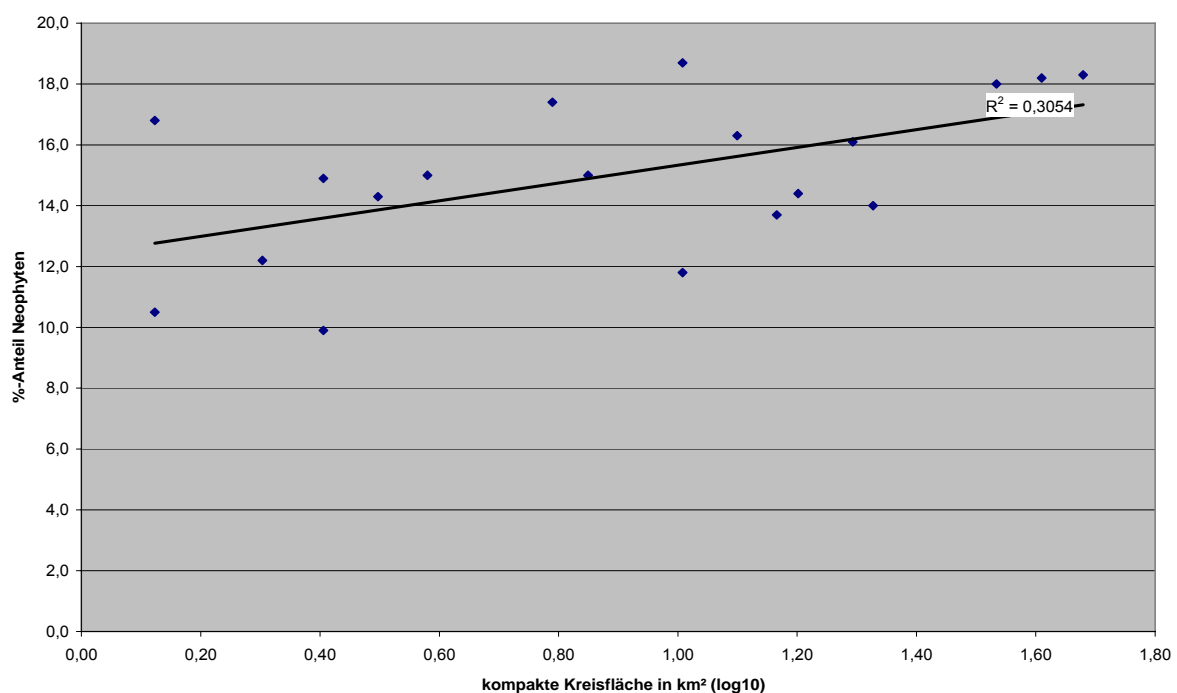


Abb. 6: Beziehungen zwischen Kompaktheit und Anteil an Neophyten ($r^2 = 0,3344$, $p \leq 0,02$).

vorkommender Neophyten reduziert werden.

- Ein Verlust an Kompaktheit der Stadtform kann den „Verstädterungsgrad“ verringern und so einen Rückgang des Anteils an Neophyten hervorrufen.
- Die Zahl der Neophyten oder besser ausgedrückt der Anteil der Neophyten am Gesamtartenspektrum von Pflanzen ist offensichtlich der beste und einfachste biologische Indikator für den Grad von Verstädterung.

Literatur

- Alberti, M. (2005). The Effects of Urban Patterns on Ecosystem Functions. *International Regional Science Review* 28 (2). pp. 168-192
- Falinski, J. B. (1971). Flora I roslinnosc synanthropinija wsi I miast – proba analizy porownawczej. *Mater. Zakl. Fitosoc. Stos. Univ. Warsz. Warszawa-Bialowieza* 27. pp. 15-37
- Frey, H. (1999). *Designing the City: Towards a More Sustainable Urban Form*. Taylor & Francis. London
- Jenks, M. & Burgess, R. (eds.) (2000). *Compact Cities: Sustainable Urban Forms for Developing Countries*. Spon Press. London
- Jenks, M. & Dempsey, N. (eds.) (2005). *Future Forms and Design for Sustainable Cities*. Architectural Press
- Jenks, M., Williams, K. & Burton, E. (eds.) (1996). *The Compact City: A Sustainable Urban Form?* Spon Press. London
- Küne, I. & Klotz, S. (2006). Urbanization and homogenization – Comparing the floras of urban and rural areas. *Biological Conservation* 127. pp. 292-300
- McKinney, M. L. (2004). Correlated non-native species richness of birds, mammals, herptiles and plants: Scale effects of area, human populations and native plants. *Biological Invasions* 8 (3). pp. 415-425
- Olden, J. D.; Poff, N. L. & McKinney, M. L. (2006). Forecasting faunal and floral homogenization associated with human population geography in North America. *Biological Conservation* 127. pp. 261-271
- Pysek, P. (1998). Alien and native species in Central European urban floras: a quantitative comparison. *Journal of Biogeography* 25. pp. 155-163
- Reichholf, J. H. (2007). *Stadtnatur*. Oekom. München
- Sukopp, H. & Wittig, R. (1998). *Stadtökologie*. Ein Fachbuch für Studium und Praxis. 2. Aufl. Fischer. Stuttgart

Thomas, R. (ed.) (2002). *Sustainable Urban Design: An Environmental Approach*. Spon Press. London

Williams, K.; Burton, E. & Jenks, M. (eds.) (2000): *Achieving Sustainable Urban Form*. Spon Press, London

Wilson, E. O. & Willis, E. O. (1975). *Applied Biogeography*. In: Cody, M.L. & Diamond, J. M. (eds.): *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press. Cambridge (Mass.). pp. 522-534

Wittig, R. (2002). *Siedlungsvegetation*. Ulmer. Stuttgart

Anschrift

Peter Werner
Institut Wohnen und Umwelt GmbH
Annastraße 15
64285 Darmstadt

Email: p.werner@iwu.de

Stadtumbau und Freiflächenqualität – Zur Frage der Freiflächenentwicklung in perforierten Städten

Regeneration of Cities and Quality of Open Spaces – On the Question of Open Space Development in Perforated Cities

JULIANE MATHEY & DIETER RINK

Zusammenfassung

In Stadtumbaukonzepten für schrumpfende Städte wird in der Regel davon ausgegangen, dass ein organisierter und kontrollierter Rückzug aus der Fläche machbar ist. Frei werdende Flächen sollen sukzessive (von außen nach innen) in neue Parks, Wald oder wohnungsnahen Grünflächen verwandelt werden. Dies soll auch zu einer besseren Verzahnung randstädtischer Siedlungen mit der umliegenden Landschaft, zu einer besseren Freiraumversorgung und zu neuen Lagequalitäten in den Innenstädten beitragen. Ein besonderes Ziel ist die Schaffung von Grünverbindungen, die sowohl Naherholungs- als auch Naturschutzziele dienen. Im Zuge des Stadtumbaus entstehen in schrumpfenden Städten allerdings unterschiedlich große Freiflächen bzw. Brachen an praktisch allen Stellen im Stadtkörper, in innerstädtischen Altbaugebieten oft kleine Flächen, in Plattenbaugebieten aber auch größere Flächen, die durch systematische Abrisse bzw. Rückbauten frei werden. Es lässt sich beobachten, dass viele Kommunen einen dispersen Rückbau von Quartieren innerhalb bestehender Siedlungen verfolgen. Diese Art des Stadtumbaus stößt aber an Grenzen, wenn sich stetig wachsende „Löcher“ entwickeln und sich städtebauliche Zusammenhänge auflösen. Mit dem fortschreitenden Umbau bzw. Rückbau stellt sich daher das Problem, wie durch Freiraumplanung und Grünflächengestaltung neue städtebauliche Qualitäten geschaffen werden können. Es ist eine entscheidende Frage der Zukunft, wie die massenhaften Brachflächen im Innern der zunehmend perforierten Städte als öffentlich finanzierbare Räume ansprechend gestaltet werden können, beispielsweise als für Bürger attraktive Sukzessionsflächen. Im vorliegenden Beitrag wird der Frage nachgegangen, welche Lösungen hierfür bereits existieren und welchen Beitrag sie zur Verbesserung der Lebensqualität in Städten liefern können. Dazu werden aufgrund der besonderen Situation Beispiele aus verschiedenen Städten in Ostdeutschland vorgestellt.

Stadtumbau, schrumpfende Städte, Stadtökologie, Stadtbrachen, Städtische Brachflächen, Landschaftsarchitektur.

Summary

In concepts for city's regeneration of shrinking cities normally it is assumed, that the reuse of brownfield areas can be carried out in an organised and controlled way. Obsolete areas shall be successively (from the urban fringe to the inner city) transformed into new parks, forests or urban green spaces. This shall contribute to a better connectivity of the urban fringe and the surrounding landscape and also to a better provision with open spaces and to new qualities of life in inner cities. An important aim is the development of green connections, which serve amongst others as areas for local recreation and nature protection. In the course of city's regeneration in shrinking cities, open spaces or brownfields of various dimensions arise everywhere in the city areas, in historical quarters often smaller areas, in prefabricated high rise estates bigger areas, becoming available by systematic demolition. It can be observed, that municipalities are forced to accept a disperse demolition of quarters within existing settlements. This kind of city's regeneration comes to a limit, when the number of empty plots continuously grows and urban connections get lost. With ongoing regeneration the problem arises, how new urbanistic qualities can be created by open space planning and green space design. It is a determining question for the future, how the mass of brownfields in increasingly perforated city centres can be developed towards attractive and public fundable spaces. This article explores, which solutions do exist until now and how they can contribute to the quality of life in cities. Because of the special situation in Eastern Germany, examples from different cities in this part of Germany will be presented.

1. Einleitung

In der aktuellen Diskussion um schrumpfende Städte werden die Langfristigkeit und Unumkehrbarkeit dieses Prozesses betont, der eine Abkehr von bisherigen Leitvorstellungen der Planung notwendig mache. Außerdem wird vielfach auf die Fragmentierung bzw. Perforation von Stadträumen verwiesen, die u. a. durch das Nebeneinander von Schrumpfung und Wachstum entstanden sei. Im Vordergrund der Diskussionen stehen gegenwärtig freilich eher wohnungswirtschaftliche und z. T. infrastrukturelle Probleme. Brachgefallene Industrieareale und neu entstehende Brachen in Wohnquartieren werden dagegen eher am Rande behandelt – sie sind also im wahrsten Sinne des Wortes ein „randständiges Problem“.

Schrumpfende Städte sind allerdings kein neues Phänomen, sie wurden bislang nur als singuläre oder regional begrenzte Ausnahmen angesehen. Ostdeutschland ist davon nun flächendeckend betroffen, wobei diese Entwicklung bei Klein- und Mittelstädten eher als bei Großstädten zu einer gesamtstädtischen Bedrohung wird (Leimbrock, 2008). Die Schrumpfung ist zu einer ernsthaften Herausforderung für die Stadtplanung und die gesamte Regionalentwicklung geworden. Schrumpfung ist in vielen Fällen entweder mit dem plötzlichen Brachfallen von nicht mehr benötigten Flächen oder mit dem systematischen Rückzug aus der Fläche als Folge des Stadtumbaus verbunden. Damit stellt sich hier die Frage nach der Qualität und Nutzbarkeit der (neuen) Freiflächen in einer ganz neuen Dimension: Wie können bzw. sollen diese in den Stadtkörper integriert werden? Wie können sie zu einer Aufwertung der betroffenen Wohnquartiere beitragen? Was sind mögliche Zwischen- und Nachnutzungen?

Im vorliegenden Beitrag werden die Dimensionen der Schrumpfung und des Leerstands dargestellt und das Programm „Stadtumbau Ost“ – das auf diesen Wandel reagiert – vorgestellt. Außerdem geht es um die Frage, wie mit den Freiflächen in perforierten Städten¹ umgegangen wird, welche Lösungen bisher existieren und welche aus ökologischer, sozialer und/oder ökonomischer Sicht wünschenswert sind. Dazu werden Beispiele aus verschiedenen Städten in Ostdeutschland vorgestellt.

2. Dimensionen der Schrumpfung und des Leerstands in Ostdeutschland

In Ostdeutschland haben ca. 90 % aller Städte mit mehr als 20.000 Einwohnern Bevölke-

rungsverluste (BMVBS, 2007). Die Schrumpfung in dieser Dimension und diesem Tempo ist ein neues Phänomen in Europa.

Die Schrumpfung knüpft an die schon zu DDR-Zeiten zu beobachtende Schrumpfung an. Die DDR hatte während ihrer Existenz zwischen 1949 und 1989 etwa 2 Millionen Einwohner verloren. Hinzu kamen kommunale Bevölkerungsverluste aufgrund staatlich geplanter Konzentrationsprozesse, so dass in vielen Städten schon ältere Brachen im Stadtkörper existierten, die sich vielfach selbst überlassen blieben. Gegenwärtig verursachen vor allem drei Prozesse die Schrumpfung in Ostdeutschland: (1.) die mit der politischen Wende einsetzende Deindustrialisierung, (2.) die Suburbanisierung bzw. Desurbanisierung der 1990er Jahre und (3.) der Bevölkerungsrückgang (z. B. Hannemann, 2003a).

1. Die Deindustrialisierung setzte unmittelbar nach der Wende ein, betraf praktisch alle Industriezweige und hatte die folgenreichsten Auswirkungen auf die wirtschaftliche Basis ostdeutscher Städte. Auf den Zusammenbruch der Industrie gehen im Saldo 70 % der Arbeitsplatzverluste zurück (Hannemann, 2003b). So kam es zum Brachfallen vieler Industrie- und Gewerbegebiete, vor allem innerhalb der gründerzeitlichen Stadterweiterungen. Geschätzt sind mehr als 5 %, in Industriestädten bis zu 7-8 % der Flächen im Stadtgebiet Brachen (eigene Schätzung auf Grundlage von Daten aus Leipzig), für die es vermutlich auch künftig keine Nutzungen geben wird. Damit haben wir es mit völlig neuen Dimensionen der Entstehung von Brachflächen in den Städten zu tun – ein Prozess, der sich mit dem Vorschreiten des Stadtumbaus weiter fortsetzen wird.

2. Anfang bis Mitte der 1990er Jahre stand der schnelle Ausbau des Wohnungsangebots ganz oben auf der Prioritätenliste der Kommunalpolitik. Angesichts der Wohnungsnot in Ostdeutschland und positiver Bevölkerungsprognosen wurden sowohl die Sanierung der Altstädte als auch der Neubau von Wohnungen vorangetrieben. Gefördert durch Steuererleichterungen, Abschreibungsmöglichkeiten und staatliche Zuschüsse wurde überall massiv gebaut. Allein zwischen 1991 und 1999 entstanden 773.368 neue Wohnungen (Expertenkommission, 2000), fast ausschließlich als Neubauten auf der „grünen Wiese“. Dies führte zu einem Nebeneinander von Schrumpfung und Wachstum, zur Forcierung von Flächenverbrauch und schließlich – staatlich subventioniert – zur Schaffung des Wohnungsüberangebots, das jetzt – wiederum staatlich subventioniert – abgebaut werden muss.

3. Der Bevölkerungsrückgang in Ostdeutschland setzt sich aus der Abwanderung und der natürlichen Bevölkerungsentwicklung zusammen. Zwischen 1989 und 2005 sind ca. 1,4 Millionen Menschen aus Ostdeutschland nach Westdeutschland abgewandert; ohne die Zuwanderung von ca. 500.000 Ausländern wäre der Wanderungsverlust noch viel größer ausgefallen (Ragnitz, 2006). Dazu kommt ein natürlicher Rückgang der Bevölkerungszahl um etwa 600.000 infolge des massiven Geburtenrückgangs seit 1990 (ebd.). Insgesamt hat sich die Bevölkerung in Ostdeutschland im o.g. Zeitraum um 11,7 % vermindert. Perspektivisch ist infolge des demographischen Wandels mit weiteren Einschnitten zu rechnen. So dürfte sich die Bevölkerungszahl bei anhaltenden Entwicklungstrends in Ostdeutschland bis 2050 halbieren. Es wird prognostiziert, dass immer mehr Gemeinden vor allem in Ost-, aber auch in Westdeutschland einen „Stagnations- oder Schrumpfungspfad“ einschlagen werden (Müller & Siedentop, 2004).

Infolge der demographischen Entwicklung und der Abwanderung sowie der Entwicklung auf dem Immobilien- und Wohnungsmarkt standen bis Ende der 1990er Jahre ca. 1 Million Wohnungen leer. Die Leerstände sind aber nur ein Teil des Schrumpfungproblems, das als vielschichtiger Umbruchprozess begriffen werden muss, der ökonomische, soziale und kulturelle Dimensionen einschließt (Benke, 2004). Die vielen Dimensionen des Umbruchprozesses zeichnen sich in ersten Konturen ab. In Ostdeutschland handelt es sich um einen spezifischen siedlungsstrukturellen Entwicklungspfad, welcher nur bedingt Vergleichsbeispiele in Westdeutschland findet. Von manchen Autoren wird er als „Disurbanisierungsprozess“ (intraregionale Dekonzentration von Bevölkerung bei insgesamt abnehmender Bevölkerungszahl) beschrieben (Siedentop & Kausch 2003). Angesichts auch langfristig zu erwartender weiterer Schrumpfungen werden „vernünftige Rückzugsstrategien aus der Fläche“ gefordert (Herfert 2004). Die Städte müssen sich bereits jetzt mit Funktionsverlusten auseinandersetzen.

3. Das Bund-Länder-Programm „Stadtumbau Ost“

In Reaktion auf den Wohnungsleerstand wurde Ende der 1990er Jahre von Bund und Ländern die Expertenkommission „Wohnungswirtschaftlicher Strukturwandel in den neuen Ländern“ eingesetzt, auf deren Empfehlungen 2001 das Programm „Stadtumbau Ost“ vom Bundeskabinett beschlossen wurde. Das Programm ist mit ca. 2,7 Mrd. Euro ausgestattet. Damit sollen bis 2010 rund 350.000 der ca. eine Million

nicht mehr benötigten Wohnungen abgerissen werden. Dieses Abrissprogramm wird derzeit nahezu flächendeckend in Ostdeutschland durchgeführt. Mittlerweile sind ca. 350 größere Kommunen mit rund 650 Fördergebieten eingebunden; das sind ca. drei Viertel aller ostdeutschen Städte und Gemeinden mit mehr als 10.000 Einwohnern (BMVBS, 2006). Die Mehrzahl der geförderten Kommunen weist einen Leerstand von 10-15 % auf, einige sogar über 20 %. Bislang sind etwa 200.000 Wohnungen abgerissen worden (Stand Ende 2006), wodurch die Leerstandsquote auf etwa 13 % gesenkt werden konnte. Mittlerweile beschränkt sich das Abrissprogramm bei weitem nicht mehr auf den behutsamen Rückbau, in vielen Städten stehen ganze Quartiere zur Disposition (ebd.). Bisheriger Schwerpunkt des Stadtumbaus sind am Stadtrand gelegene Großwohnsiedlungen. Etwa 40 % der Fördergebiete sind vorrangig durch aus der DDR-Zeit stammenden Plattenbauten gekennzeichnet, nur ein Viertel weist Altbauten aus der Zeit bis 1948 auf.

„Stadtumbau Ost“ ist ganz klar als Konsolidierungsprogramm für den lokalen Wohnungsmarkt gedacht, beinhaltet aber zugleich ambitionierte stadtplanerische Zielsetzungen. So wird maßgeblich der Abriss von Wohnungen gefördert, was aber gleichzeitig mit einer Aufwertung der Verbleibebestände, der Infrastruktur und des Umfelds, auch durch neue attraktive Grünstrukturen, einhergehen soll. Ziel ist ein integriertes Vorgehen, bei dem wohnungswirtschaftliche Probleme mit städtebaulichen Aspekten verknüpft werden. Geplante Abrisse sollen sich, mit Blick auf die Schaffung einer nachhaltigen Gesamtstadt, in die Stadtstrukturen einbetten und die betroffenen Viertel zugleich aufwerten (Bernt, 2005). Um die Verknüpfung von Rückbau-, Umbau- und Aufwertungsmaßnahmen durchzusetzen und sicherzustellen, dass sich die geplanten Abrisse in das jeweilige Stadtgefüge einpassen, wird die Vergabe von Fördermitteln mit der Verpflichtung der Erarbeitung von integrierten Stadtentwicklungskonzepten verbunden. Deren Ziel ist es, „die einzelnen Maßnahmen des Stadtumbaus aufeinander abzustimmen und zu einem zukunftsfähigen, sinnvollen Ganzen zu verbinden“ (BMVBW, 2001), um dadurch höhere städtische Qualitäten zu schaffen. Der „Stadtumbau Ost“ wurde also mit hohen Ansprüchen – auch hinsichtlich der Schaffung und Gestaltung von Freiräumen – verbunden, die inzwischen jedoch stark heruntergeschraubt wurden, sowohl von Seiten der Förderpolitik als auch von Seiten kommunaler Fachämter, und es dominiert eindeutig die Orientierung auf eine schnelle Wohnungsmarktbereinigung. Mittel für die Nach- oder

Umnutzung der freigelegten Abrissflächen stehen kaum noch zur Verfügung (Bernt, 2005); nur in einem Drittel der Fälle werden Aufwertungsmaßnahmen, meist Begrünungsmaßnahmen, vorgenommen. Mehr und mehr stellt sich heraus, dass dem Rückbau nach dem „Zwiebelringprinzip“ von Außen nach Innen, der von den meisten Kommunen favorisiert wird, erhebliche Umsetzungsschwierigkeiten entgegenstehen. Stadtumbaumaßnahmen können kaum noch in ein städtebauliches Konzept eingebettet werden und in vielen Fällen perforiert die städtebauliche Struktur. Eine Folge davon ist, dass im Stadtkörper viele unzusammenhängende kleinere und größere Freiflächen und Brachen entstehen. Vielleicht wird deswegen in jeder zweiten Kommune der Umgang mit Brachen in zentralen und städtebaulich bedeutenden Lagen als ein gravierendes Problem angesehen (BMVBS & BBR, 2007).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die von vielen Städten verfolgte Strategie der kontrollierten Schrumpfung bereits an Grenzen stößt, da diese neue Bedarfe nicht berücksichtigt, aber mangels gangbarer Alternativen weiter verfolgt wird. Die Gestaltung der schon vorhandenen und der im Stadtumbau neu entstehenden Brachflächen schält sich dabei mehr und mehr als ein wichtiges Problem heraus, für das aber innerhalb des Programms, wie oben bereits gezeigt, kaum noch Mittel zur Verfügung stehen.

4. Ansprüche an die neu entstehenden Freiflächen

Die dauerhafte Umwidmung von Wohn- und Gewerbeflächen sowie von Flächen der Infrastruktur ist in ihrer Dimension eine neue städtebauliche Aufgabe. An die neuen Freiflächen werden zunächst einmal traditionelle Ansprüche herangetragen; sie sollen vor allem zur Erholung dienen, etwa als kleine Parks, Grünflächen oder Spielplätze, und ganz allgemein zur Verbesserung des Wohnumfeldes beitragen. Es werden auch ökologische Ansprüche formuliert, so sollen sie etwa zur Biotop- bzw. Grünvernetzung und damit auch zum Naturschutz in der Stadt beitragen.

Darüber hinaus werden aber auch neue Ansprüche gestellt, wovon der wichtigste ist, dass die neuen Freiräume zur Imageaufwertung, zur positiven Darstellung des Schrumpfungsprozesses und seiner Folgen beitragen sollen. Angestrebt sind demzufolge nicht nur einzelne begrünte Parzellen, sondern es herrscht die Vorstellung einer „neuen Stadtlandschaft“ vor, in der die entstandenen Freiraumelemente miteinander vernetzt werden (Kunz, 2004). Damit ist auch die Hoffnung verbunden, nicht

nur das Wohnumfeld zu verbessern, sondern Nachfrage und Investitionen zu fördern und so zu einer Aufwertung ganzer Quartiere beizutragen. Die neuen Freiflächen sollen also dabei helfen, Wohnquartiere zu stabilisieren und dem Leerstand entgegenzuwirken, um dadurch städtebauliche und sozialräumliche Strukturen aufrechtzuerhalten. Freiraumsysteme sollen einen festen Rahmen für die Aufrechterhaltung stadtstruktureller Zusammenhänge bilden (Schwartz, 2004), zur Verzahnung randstädtischer Siedlungen mit der umliegenden Landschaft und zu einer besseren Freiraumversorgung oder neuen Lagequalitäten in Innenstädten beitragen (BMVBS & Bundestransferstelle, 2006; Roch & Banse, 2007). Ein besonderes Ziel ist daher die Schaffung von Grünverbindungen, die sowohl Naherholungs- als auch Naturschutzzielen dienen.

Im Stadtumbau-Programm wird die Schaffung von Grünflächen vor allem als Teil gestalterischer Aufwertungsmaßnahmen gesehen; in seltenen Fällen stehen ökologische oder Naturschutzziele im Vordergrund. Neben den Ansprüchen seitens der Kommunen hinsichtlich Wohnumfeldverbesserung und gesteigerter Lebensqualität der Stadtbewohner, spielen auch Forderungen der aktiven Mitgestaltung durch Bürger eine stetig wachsende Rolle. Es geht nicht mehr länger nur um eine „von oben“ gesteuerte Stadtentwicklung, sondern auch um eine engagierte Mitbeteiligung seitens der Anwohner und privater Akteure. Mit dieser Entwicklung werden auch die Ansprüche an im Rahmen des Umbaus neu entstehende Freiflächen ausgeweitet.

Im Zuge des Stadtumbaus avancieren die neuen Freiräume, als „identitätsstiftende Momente“ für Quartiere, Städte und ganze Regionen, zu Hoffnungsträgern, „denn, wenn Gebäude abgerissen und ganze Quartiere zurückgebaut werden, bleibt nur noch der Frei(werdende)raum, der nun zum städtebaulich prägenden Moment erklärt wird“ (Böhme, 2007). Zudem ändert sich der Gebrauch von Freiräumen durch Bevölkerungsabnahme, Alterung, Heterogenisierung und Vereinzelung, was zunehmend einzelne Nutzergruppen wie Alte, Junge, Singles, Familien, Frauen und Männer, Deutsche und Migranten in den Vordergrund rückt (Böhme, 2007). Es stellt sich die Frage, ob man mit traditionellen Angeboten den neuen differenzierten Nutzungsansprüchen überhaupt noch gerecht werden kann. An deren Stelle treten „stadtungewöhnliche“ Nutzungen, wobei Freiflächen als kreative Räume begriffen werden. Dazu gehören die Gestaltung als Erlebnis-, Kunst- und Naturraum, wie wilde Gärten, Äcker, Eventorte etc. Die neuen Freiräume eignen sich in besonderer Weise für soziale Begegnungen und bieten die Chance

einer bürgerseitig konstruierten, abwechslungsreichen Stadtkulisse. Dabei spielt auch die Sicherheit dieser Flächen eine große Rolle, wobei informelle Nutzungen etwa als Müllplatz, Hundewiese, Platz für Drogenhandel, Schlafplatz für Obdachlose etc. Probleme bereiten können.

5. Strategien und Instrumente zur Freiflächenentwicklung

Die Bandbreite gängiger Folgenutzungen auf Rückbauflächen reicht von der (kompletten) Räumung der Brachflächen, über Rückbau mit einfacher Begrünung oder Bewaldungen ohne genau definierte Nutzungsansprüche bis hin zur Entwicklung dauerhafter Grünflächen (Parks, Grünzüge, Sport-, Spiel- oder sonstiger Erholungsflächen). Die Renaturierung² solcher Flächen wird insbesondere für die Randbereiche der Städte zunehmend ins Auge gefasst. Seit einigen Jahren werden besonders in ostdeutschen Städten neue Strategien ausprobiert, bei denen mit Zwischennutzungen als temporäres Grün (Erholung, Events, Naturschutz), aber auch mit unkonventionellen Lösungen für dauerhafte Grünflächen, wie der Gestaltung als Ausgleichsflächen, der Umwidmung zu Landwirtschaftsflächen und Stadtwald sowie mit „Wildnis“ experimentiert wird. Unterstützt wird die Renaturierung nicht mehr baulich genutzter Flächen sowohl durch das Raumordnungsgesetz (ROG 1997) als auch durch das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG 2002). § 2 Abs. 2 Nr. 8 ROG fordert im Rahmen der Aufzählung der Grundsätze der Raumordnung, dass „bei dauerhaft nicht mehr genutzten Flächen ... der Boden in seiner Leistungsfähigkeit erhalten oder wiederhergestellt werden“ soll. § 2 Abs. 1 Nr. 11 des BNatSchG schreibt vor, dass „nicht mehr benötigte versiegelte Flächen [...] zu renaturieren oder, soweit eine Entsiegelung nicht möglich oder nicht zumutbar ist, der natürlichen Entwicklung zu überlassen“ sind. Außerdem spricht sich die am 7. November 2007 von der Bundesregierung beschlossene „Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt“ explizit für mehr Grün in Städten aus (BfN 2007).

Im Folgenden sollen die genannten Beispiele für gängige und neue Folgenutzungen städtischer Brachen näher vorgestellt und deren städtebaulicher, ästhetischer und ökologischer Wert beleuchtet werden.

5.1 (Komplette) Räumung der Brachflächen

Die Folgen der Stilllegungen großflächiger Industriegebiete besonders Anfang bis Mitte der 1990er Jahre sind teilweise bis heute nicht städtebaulich befriedigend gelöst. In vielen Fällen erfolgte, unter Einsatz massiver För-

dermittel, im Hinblick auf eine angestrebte Revitalisierung ein Abriss der Gebäude und eine komplette Räumung der Flächen, die im Flächennutzungsplan weiterhin als Industrie- und Gewerbegebiet ausgewiesen blieben. War eine erfolgreiche Vermarktung nicht möglich oder konnten nur Teilbereiche wieder genutzt werden, so kam es besonders am Stadtrand zu einer ungeplanten Wiedereingliederung der Flächen in die umgebende Landschaft. Auf großen Flächen konnte so eine ungestörte Sukzession der Vegetation ablaufen (Abb. 1). Aus ökologischer Sicht interessant, wird diese Entwicklung aber wegen der Dominanz von Allerweltsarten aus Sicht des Naturschutzes sehr differenziert betrachtet. Umstritten sind hierbei auch ästhetische Aspekte, und es fehlt nicht selten die Akzeptanz durch die Stadtbewohner. Solche Flächen lösen Ängste aus und erinnern an den Niedergang ganzer Industriezweige und den damit verbundenen Verlust an Arbeitsplätzen.



Abb. 1: Brache mit ungestörter Sukzession auf dem ehemaligen Industrierstreifen an der Elbe in Heidenau (Foto: M. Arendt)

5.2 Einfacher Rückbau

Viele Rückbaumaßnahmen im Rahmen der Förderung „Stadtumbau Ost“ gestalten sich schon jetzt als problematisch, da sie lediglich einfache, teils desolate bzw. ungepflegte Freiflächen hinterlassen, für deren Unterhaltung sich niemand zuständig fühlt. In vielen Kommunen lässt sich ein Rückbau oder Teilrückbau einzelner Gebäude innerhalb bestehender Siedlungen (Plattenbaugebiete, Gründerzeitquartiere) verfolgen, bei dem die Häuser zwar abgerissen werden (Abb. 2), die technische Infrastruktur jedoch ggf. in der Erde verbleibt und verpresst wird und Straßen erhalten bleiben. Frei werdende Flächen werden meist mit Rasen, manchmal auch mit ein paar Büschen oder Bäumen am Rand begrünt (Abb. 3). Im Flächennutzungsplan bleiben sie in der Regel weiterhin als Wohngebiete ausgewiesen. An einigen Standorten des Stadtumbaus insbesondere in den Plattenbaugebieten lassen sich bereits hektargroße Flächennutzungslöcher im

einstmals geschlossenen Stadtgefüge feststellen. Oft gelingt es auch nicht, großräumige Grünverbindungen zu schaffen, vielmehr entstehen Rückbaubrachen verstreut im Stadtgebiet. So bleibt der ökologische Wert meist gering und sie haben nur einen eingeschränkten Erholungswert.



Abb. 2: Abriss von Plattenbauten in Dresden-Prohlis (Foto: R. Bendner)



Abb.3: Einfach begrünte ehemalige Brache in Dresden-Prohlis (Foto: R. Bendner)

5.3 Entwicklung dauerhafter Grünflächen

Eine Reihe frei werdender Flächen wurden und werden aber auch dauerhaft zu Grünflächen umgewidmet. Größere Brach- oder Abrissflächen werden in Grünzüge mit dem Ziel eingebunden, eine Verbesserung sozialer und ökologischer Qualitäten zu erreichen und besonders am Stadtrand einen Übergang zur Landschaft herzustellen. Mit der Verbesserung der Lebensqualität und mit der erwarteten Imageaufwertung wird die Hoffnung verbunden, zur Verhinderung von Urban Sprawl beitragen zu

können. Ein gelungenes Beispiel hierfür ist der Grünzug Leipzig-Grünau (Planung und Umsetzung 1993-1996), wo die brachliegende Trasse einer ehemals geplanten Straße an der Grenze zu ländlichen Gebieten günstige Voraussetzungen für die Schaffung eines Grünzugs boten. Nach dem Abriss von Plattenbauten wurden in dem Gebiet, das sich vorher durch ein Defizit an Grün- und Freiflächen auszeichnete, neue Freizeitmöglichkeiten und Grünflächen mit heimischen Gehölzen geschaffen (Abb. 4). Bei der Planung und Umgestaltung wurden Einwohner und lokale Institutionen einbezogen (URGE-Team, 2004). Solche Grünflächen haben in der Regel einen hohen Wert für Freizeitnutzungen (Abb. 5) und können bei entsprechender Gestaltung zur ökologischen Aufwertung des Stadtquartiers bzw. des gesamten Stadtgebiets beitragen. Als problematisch kann sich die dauerhafte Erhaltung und Pflege darstellen, wobei mehr und mehr auch auf die Einbeziehung der Anwohner gesetzt wird.



Abb. 4: Neu geschaffene Grünflächen in Leipzig-Grünau (Foto: Stadt Leipzig).



Abb. 5: Öffentliche Kleingärten im Lehne-Voigt-Park in Leipzig (Foto: J. Mathey).

5.4 Zwischennutzung als temporäres Grün

Die Reaktivierung von kleineren Häuserbrachen, die verstreut in ganzen Stadtgebieten liegen, durch kommunale Maßnahmen stellt sich aufgrund der gegebenen Eigentumsverhältnissen teilweise als schwierig dar. Private Flächeneigentümer fürchten bei „offiziellen“, selbst temporären Freiraumnutzungen baurechtliche Konsequenzen, verbunden mit Wertverlusten ihrer Baugrundstücke. Um die Eigentümer zu motivieren, sich ihrer Brachprobleme anzunehmen, wurde mit der Gestattungsvereinbarung (Heck, 2005, 2006) ein Handlungsinstrument geschaffen, das eine sinnvolle, zeitlich befristete öffentliche Nutzung brachliegender Privatgrundstücke unter Erhalt bestehenden Baurechts regelt. Es wird ein Vertrag zwischen Stadt und Eigentümer geschlossen, bei dem Eigentümer ungenutzte Grundstücke mindestens fünf Jahre für konkrete öffentliche Nutzungen (einfache Grünanlagen, Spielplätze, Nachbarschaftsgärten, Kunstaktionen usw.) zur Verfügung stellen. Als Gegenleistung bietet die Stadt an, die Kosten für die Gestaltung und für eine begrenzte Betreuung solcher Flächen zu übernehmen sowie die Grundsteuer zu erlassen. Dadurch stieg die Bereitschaft von Eigentümern, Flächen für unterschiedlichste Nutzungen zeitweise zur Verfügung zu stellen und damit mehr Chancen für individuell gestaltete Lebensräume zu bieten (Heck, 2005, 2006). Vorreiter für temporäre Freiraumnutzungen mittels Gestattungsvereinbarung ist die Stadt Leipzig. Sie verfolgt als zentrales Ziel: „Mehr Grün, weniger Dichte“. In ihren „Leitlinien für die städtische Erneuerung“ (Stadt Leipzig, 2005) werden unter anderem eine höhere Quantität und Qualität öffentlicher Grün- und Freiflächen gefordert. Über Gestattungsvereinbarungen konnten in Leipzig bisher ca. 140.000 m² neue Grün- und Freiflächen entwickelt werden (Heck, 2005), die ein weites Spektrum an Zwischennutzungen abdecken (Abb. 6).



Abb. 6: Zwischennutzung als Grünfläche im Leipziger Osten (Foto: J. Mathey).

Bei den meisten temporären Grünflächennutzungen steht die Erholung im Vordergrund. Je nachdem wie diese Flächen gestaltet und genutzt werden, können sie nebenbei oder gezielt auch einen Wert für die Verwirklichung stadtökologischer Ziele haben bzw. Chancen für den Naturschutz in der Stadt bieten.

5.5 Gestaltung als Ausgleichsflächen

Die Lenkung von ökologischen Ausgleichsmaßnahmen auf innerstädtische Brachflächen ist für Städte eine wertvolle Chance, dem Naturschutz in urbanen Lebensräumen zur Geltung zu verhelfen. Bietet sie doch, angesichts knapper Haushaltskassen, die Gelegenheit, die aus der Eingriffsregelung (§ 1a Abs. 3 BauGB) resultierende Verpflichtung zur Kompensation von Eingriffen in die Natur gezielt für stadtökologisch orientierte Maßnahmen und zugleich für die Verbesserung der Lebensqualität der Bevölkerung einzusetzen (Mathey et al., 2003). Allerdings stehen aufgrund schwieriger Eigentumsverhältnisse sowie oft hoher Vorfinanzierungskosten kaum geeignete Brachflächen zur Verfügung. Die ökologische Aufwertung beinhaltet meist die Durchführung von Entsiegelungs- und Begrünungsmaßnahmen. Allerdings stellt sich die Frage, inwieweit die Nutzbarkeit für die Stadtbevölkerung gewährleistet werden kann, wenn es sich um Naturschutzflächen handelt. Um Ausgleichsmaßnahmen gezielt in die Innenstädte zu lenken, werden in einer Reihe von Städten kommunale/interkommunale Flächenpools aufgebaut, die auch Brachflächen mit einbeziehen. Beispielsweise gibt es in Leipzig einen Stadtratsbeschluss, der das Ziel formuliert, dass 50 % der Kompensationsmaßnahmen im Rahmen der Eingriffsregelung auf (innerstädtische) Brachen gelenkt werden sollen (Auskunft des Leipziger Umweltamtes). Mittlerweile gibt es auch einen interkommunalen Kompensationsflächenpool, in dem ein Großteil der in Frage kommenden Flächen erfasst ist. Allerdings ist es hier, wie auch in anderen Städten, schwierig, Flächen für eine dauerhafte Begrünung zu finden.

5.6 Dauerhafte Umwidmung zu Landwirtschaftsfläche oder Wald

Die städtische oder stadtnahe Landwirtschaft hat durchaus Tradition (Lohrberg, 2000). Abhängig von der Art und Intensität der Bewirtschaftung bieten agrarisch genutzte Räume auch vielfältige Erholungs- und Nutzungsmöglichkeiten für Stadtbewohner (Lauinger, 2005). Die Diskussion um die verstärkte Nutzung erneuerbarer Energien und der verstärkte Bedarf an Biomasseproduktion kann für Abrissflächen in der Stadt eine wirtschaftlich attraktive Nachnutzungsoption darstellen. Eine aktuell laufende ExWoSt-Studie untersucht die Nut-

zung städtischer Freiflächen für erneuerbare Energien (BBR, 2007). Beispiele für landwirtschaftliche Nutzungen sind die Kurzumtriebsplantagen in Halle-Neustadt und der Grüne Bogen in Leipzig-Paunsdorf, bei dessen Gestaltung Naturschutzaspekte und Erholungsbedarfe Berücksichtigung fanden (Abb. 7). Welche landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsformen in Zukunft Nutzungsalternativen für neu entstehende Freiflächen im städtischen Bereich sein können, wird von Flächengröße, Lage der Fläche im Stadtgefüge sowie den Standortvoraussetzungen (z. B. Bodenqualität) abhängen, nicht zuletzt aber auch davon, welche Akteure sich für die Bewirtschaftung finden.

Eine häufig angestrebte Nachnutzungskategorie bei Renaturierungsprojekten ist Wald. Wald erfordert nicht zwingend eine Bodenreueordnung und gewährleistet eine gesicherte langfristige Trägerschaft, in der Regel durch die Forstbehörden (BMVBW & BBR, 2004). Die Führung der Flächen im Sinne des Waldgesetzes beinhaltet im Gegensatz zu konventionellen Grünflächen deutlich geringere Anlage- und Pflegekosten, eine von gängigen städtischen Freiräumen abweichende Verkehrssicherungspflicht (Haftungsproblem), deutlich geringere Bodenwerte, aber auch neue Nutzungsmöglichkeiten, da die öffentliche Zugänglichkeit erhalten bleibt. Entsprechend dem Ziel eines Rückbaus von außen nach innen erfolgt die Umwandlung in Wald vor allem am Stadtrand, wodurch eine Verbindung bzw. Verzahnung mit dem Umland hergestellt werden soll. In Schwedt „Am Waldrand“ ist beispielsweise eine Aufforstung von Abrissflächen vorgesehen; in Weißwasser-Süd wurden forstartig Mischwaldkulturen angelegt, die nach vierjähriger Entwicklungspflege an die Forstverwaltung übertragen werden sollen. „Die Waldstadt“ in Halle-Silberhöhe wird im Randbereich



Abb. 7: Landwirtschaftliche Nutzung kombiniert mit Naturschutz in Leipzig-Paunsdorf (Foto: Stadt Leipzig)

der Großsiedlung und an einen naturnahen Laubwald angrenzend als flächige Jungkultur

angelegt (BMVBW & BBR, 2004). In der Innenstadt wird Wald eingesetzt, um Baulücken zu schließen und damit die Illusion von Dichte und Kompaktheit aufrecht zu erhalten (z. B. „Dunkler Wald“ in Leipzig, Abb. 8). Derartige Waldflächen werden erst nach einem relativ langen Zeitraum raumwirksam und entsprechen dann erst den gewohnten Bildern, was zunächst zu Akzeptanzproblemen bei der Bevölkerung führen kann.



Abb. 8: „Dunkler Wald“ auf ehemaligen Brachflächen in Leipzig (Foto: I. Hartmann)

5.7 Experiment „Wildnis in der Stadt“

In vielen Fällen läuft die Brachenentwicklung jedoch ungeordnet ab. Je nachdem, wie lange eine Brache ungestört bleibt bzw. in welcher Weise sie noch genutzt wird, dominieren unterschiedliche Stadien der Vegetationsentwicklung mit den daran gebundenen Tierarten. Oft entstehen dadurch ökologisch wertvolle Habitatmosaiks (z. B. Wittig & Zucchi, 1993; Rebele & Dettmar, 1996; Kowark, 2004), die Möglichkeiten der Naturerfahrung bieten und wertvolle Erholungs- und Naturerlebnisräume sein können (Rebele, 2003). In der Stadtumbau-Debatte wird über Wildnis in der Stadt diskutiert. Hier geht es aber nur teilweise um eine „freie Sukzession“ als ein vollkommenes Sich-Selbst-Überlassen der Flächen, sondern eher um „geordnete Sukzession“, also eine Mischung aus gestalteten, teilgepflegten und „wildem“ Bereichen. Die Verwilderung von Brachen wird nur akzeptiert, solange sie sich im vorgegebenen Rahmen bewegt und sich einfügt in das Raster neuer Freiflächen (Dettmar, 2002). Die „geordnete Sukzession“ entspricht einem vielgestaltigen Habitatmosaik, welches gleichzeitig eine gewisse Ordnung ausstrahlt.

Diese neue Ästhetik findet eher Akzeptanz als undurchschaubare Wildnis. Außerdem können im Vergleich zu herkömmlichen Grünanlagen bei der Gestaltung und Pflege erheblich Kosten eingespart werden. Im Gegensatz zu der hohen Aufmerksamkeit, die dieses Thema in der (Fach-)Öffentlichkeit genießt, spielt es im Stadtumbau bislang kaum eine Rolle und es finden sich nur wenige Beispiele. Auf einem ehemaligen Militärgelände in Dresden-Nickern wurde unter Erhalt vorhandener Spontanvegetation eine Art „Ruderalpark“ entwickelt, der Wildnis und natürliche Sukzession mit einbezieht (Abb. 9). Allerdings sind der gestalterische Wert und die Nutzungsqualität solcher Flächen umstritten und die Akzeptanz bei der Bevölkerung gering (Rink 2004; Heydenreich, 2006).



Abb. 9: „Geordnete Sukzession“ auf ehemaligem Militärgelände in Dresden-Nickern (Foto: J. Mathey)

6. Fazit: Neue Freiflächenqualitäten durch Stadtumbau?

Mit dem Stadtumbau hat sich ein neuer Experimentier- und Möglichkeitsraum in Bezug auf die Gestaltung und Nutzung innerstädtischer Freiräume geöffnet. Den neuen Möglichkeiten und Chancen stehen vielschichtige Hemmnisse, in erster Linie finanzieller, aber auch rechtlicher Art gegenüber. Sie können nicht allein mit herkömmlichen Strategien überwunden werden, sondern erfordern neue Kooperationsformen. Dies gilt auch für den Umgang mit veränderten Nutzungsanforderungen an Freiräume. Insgesamt ist eine Bewusstseinsänderung erforderlich, weg vom Wachstum hin zu einer neuartigen Kombination aus Wachstum und Schrumpfung. Leitbilder, die auf eine gegliederte oder fragmentierte Stadtstruktur ausgerichtet sind, erscheinen eher geeignet, Orientierungen für die neuen Freiräume abgeben zu können (Rößler, 2007).

Den Vorteilen des „neuen Grüns“, wie die Verbesserung der Freiflächenausstattung, die damit verbundene ökologische Aufwertung oder die Berücksichtigung von Naturschutzbe-

langen, stehen etliche Nachteile gegenüber. Diese bestehen etwa in der Fragmentierung von städtebaulichen Zusammenhängen, der Perforation der Stadt und der nicht selten eingeschränkten Nutzbarkeit der neuen Freiflächen. Hinzu kommt, dass diese neuen Freiflächen teilweise noch mit Resten städtischer Infrastruktur durchsetzt sind. Mitunter nehmen sie in ihrem Erscheinungsbild auch den Charakter von Brachen an und tragen somit zur Stigmatisierung bei. Der Stadtumbau führt zwar zu vielen neuen Frei- und Grünflächen, allerdings auch zu einem Verlust an Gestalt und Nutzungsqualität, gemessen an bestehenden Standards und daraus abgeleiteten Ansprüchen an Freiflächen. Damit erhält die Freiraumplanung in schrumpfenden Städten eine wachsende Bedeutung und wird zu einem der „wichtigsten Instrumente der Stadtentwicklung“ (Kunz, 2004).

Im Stadtumbau werden den neuen Freiflächen auch städtebauliche Aufgaben und Funktionen übertragen, es fragt sich aber, ob sie diese auch erfüllen können. Denn es entstehen nicht auf Anhieb die neuen Freiraumqualitäten, die in den integrierten Stadtentwicklungskonzepten angestrebt werden. Vieles wirkt vorerst noch wie einzelne Teile eines Puzzles oder Mosaiks, dessen Umrisse noch nicht erkennbar sind, oder trägt vorläufigen und vorübergehenden Charakter. So ist beispielsweise noch nicht klar, was aus den Experimenten mit Sukzession wird. Vieles mit dem jetzt experimentiert wird, wird als Einbuße empfunden; dazu gehören insbesondere Formen der extensiven Pflege, Wildnis und Sukzession. Viele Städte werden vorübergehend bzw. auf längere Zeit mit Freiflächen leben müssen, die erst allmählich ihre ästhetischen Qualitäten ausprägen werden (Rink, 2004). Da die Planungspraxis weitgehend an den bekannten Freiraumtypen festhält (Rößler, 2007), dürfte trotz finanzieller Restriktionen die dauerhafte Umwandlung nicht mehr für eine Bebauung benötigter Flächen in städtische Grünflächen konventioneller Gestalt und Funktion (z. B. Parks, Spiel- und Freizeitanlagen, Kleingärten) die häufigste Art der Nachnutzung auf innerstädtischen und wohnungsnahen Rückbauflächen bleiben. Städtische Grünverwaltungen sind jedoch bei sinkendem Budget bereits ohne zusätzliche Rückbauflächen kaum noch in der Lage, die Pflege ihrer Grünflächen abzudecken. Daher dürften in Zukunft neue Freiraumtypen neben die bekannten treten, insbesondere solche, die stärker Formen der Sukzession aufweisen. So lässt sich das Abenteuer Sukzession einer wachsenden Zahl von Stadtumbaustädten voraussagen (Kil 2005, S. 12), verwildern werden sie aber deswegen noch lange nicht. Ein Ergebnis des Stadtumbaus wird sein, dass es

in den betroffenen Städten mehr Natur geben wird, die sich selbst stabilisiert. Angesichts der gravierenden Veränderungen, denen das Stadtbild im Zuge des Umbaus ohnehin unterworfen wird, erscheinen diese Veränderungen aber eher zweitrangig. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass mit dem Stadtumbau und dem Vorhandensein von mehr Grün nicht unmittelbar eine Qualitätssteigerung im herkömmlichen Sinne verbunden sein wird. Die Bevölkerung wird sich an eine neue Qualität der Städte und ihrer neuen Freiräume erst gewöhnen müssen. Und vielleicht liegt ja das Neue in einem Perspektivenwechsel, der einen anderen Blick auf die neuen Freiräume ermöglicht.

¹ Der Begriff „perforierte Stadt“ wird im Sinne von Kil et al. (2003) verstanden als Durchlöcherung der Stadt, verbunden mit fortschreitenden Umverteilungsprozessen.

² Der Begriff „Renaturierung“ wird hier nicht im engeren naturschutzfachlichen Sinn verstanden, sondern im Sinne des BMVBW & BBR (2004) werden darunter Stadtumbauprojekte verstanden, die in ihrer Grundkonzeption auf eine temporäre oder dauerhafte Umwandlung von Bauland zu Grün- und Freiflächen angelegt sind.

Literatur

- Baugesetzbuch (BauGB) in der Fassung der Bekanntmachung vom 23. September 2004 (BGBl. I S.2414), zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 21. Dezember 2006 (BGBl. I S.3316).
- BBR (2007). ExWoSt-Programm. Forschungsprojekt „Nutzung städtischer Freiflächen für erneuerbare Energien“.
- Benke, C. (2004). Historische Umbrüche – Schrumpfungen und städtische Krisen in Mitteleuropa seit dem Mittelalter. In: Städte im Umbruch. Das Online Magazin. Ausg. 1. Berlin. S. 7-14.
- <http://www.schrumpfende-stadt.de/magazin.-htm> (Auszug vom 07.09.2007).
- Bernt, M. (2005). Vier Jahre „Stadtumbau Ost“. Der schwierige Umgang mit der Schrumpfung. In: Blätter für deutsche und internationale Politik.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2007). Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (am 7. November 2007 von der Bundesregierung beschlossen).
- BMVBS & BBR 2006 (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung & Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung) (2006). Stadtumbau Ost – Stand und Perspektiven. Erster Statusbericht der Bundestransferstelle. Bonn.
- BMVBS (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung) & Bundestransferstelle Stadtumbau Ost (2006). Erster Statusbericht "Stadtumbau Ost – Stand und Perspektiven". Erkner. Berlin.
- BMVBS & BBR (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung & Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung) (2007). 5 Jahre Stadtumbau Ost – Eine Zwischenbilanz. Zweiter Statusbericht der Bundestransferstelle. Bonn.
- BMVBW (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen) (2001). Wettbewerb Stadtumbau Ost. Für lebenswerte Städte und attraktives Wohnen. Berlin.
- BMVBW & BBR (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen & Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung) (2004). Zwischennutzungen und neue Freiflächen. Städtische Lebensräume der Zukunft. Berlin.
- Böhme, C. (2007). Die „grüne“ Stadt – urbane Qualitäten durch Freiraumentwicklung. In: Deutsche Zeitschrift für Kommunalwissenschaften. J. 46, Heft 1. S. 5-9.
- Broggi, M. F. (1999). Ist Wildnis schön und „nützlich“? In: Konold, W.; R. Böcker & U. Hampicke, (Hrsg.). Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Ecomed. Landsberg. S. 1-7.
- Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) vom 25. März 2002 (BGBl. I S. 1193), zuletzt geändert durch Artikel 3 des Gesetzes vom 10. Mai 2007 (BGBl. I S. 666).
- Dettmar, J. (2002). Alternative Wildnis. In: Garten + Landschaft. Heft 5. 2002. S. 15-17.
- Expertenkommission Wohnungswirtschaftlicher Strukturwandel in den neuen Bundesländern. Bericht Berlin 2001.
- Gatzweiler, H.-P., Meyer, K. & Milbert, A. (2003). Schrumpfende Städte in Deutschland? Fakten und Trends. In: Informationen zur Raumentwicklung. Heft 10/11. S. 557-574.
- Hannemann, C. (2003a). Zukunftschance Schrumpfung – Stadtentwicklung in Ostdeutschland – eine Skizze. In: Hager, F. & W. Schenkel (Hrsg.). Schrumpfungen. Wachsen durch Wandel. Ideen aus den Natur- und Kulturwissenschaften. München. S. 99-105.
- Hannemann, C. (2003b). Schrumpfende Städte in Ostdeutschland – Ursachen und Folgen einer Stadtentwicklung ohne Wirtschaftswachstum. In: Aus Politik und Zeitgeschichte. Beilage zur Zeitschrift DAS PARLAMENT. Band 28. S. 3-8.
- Heck, A. (2005). "STADTHALTEN" – Leipzig. Temporäre Nutzungen in urbanen Räumen. In: Planerin. 01/05. S. 45-47.
- Heck, A. (2006). Gestattungsvereinbarungen als Handlungsinstrument der Stadtent-

- wicklung. In: DRL (Deutscher Rat für Landespflege). Freiraumqualitäten in der zukünftigen Stadtentwicklung. Schriftenreihe des DRL. Heft 78. S. 111-114.
- Herfert, G. (2004). Die ostdeutsche Schrumpfungslandschaft. In: Geographische Rundschau. Heft 2. S. 57-62.
- Heydenreich, S. (2006). Baulücke? – Zwi-schennutzen! Bürgerschaftliche Zwischen-nutzungen in schrumpfenden Stadtteilen – das Beispiel Solidago e. V.. Leipzig Schö-nefeld. In: Friedrich-Ebert-Stiftung (Hrsg.). Luxus der Leere – Chancen für den Stadt-umbau. S. 15-21.
- Kil, W. (2005). Die neue Leere – eine Chance für's Grün? In: Stadt + Grün, Heft 9/2005, S. 9-14.
- Kil, W., Doehler, M. & Bräuer, M. (2003). Zu-kunft der Städte und Stadtquartiere Ost-deutschlands. In: Aus Politik und Zeitge-schichte. Beilage zur Zeitschrift DAS PAR-LAMENT. Band 28.
- Kowarik, I. (2004). Neue Wildnis, Naturschutz und Gestaltung. In: Garten + Landschaft. 2/2004. S. 12-15.
- Kunz, W. (2004). Stadträumliche Qualität durch Freiräume. Beispiele für innovative Planungsideen und –methoden aus dem Stadtumbauprozess in Leipzig. In: Informa-tionen zur Raumentwicklung. Heft 11-12. S. 645-658.
- Lauinger, H. (2005). Urbane Landwirtschaft. In: Oswalt, P. (Hrsg.). Schrumpfende Städte. Band 2. Handlungskonzepte. Hatje Cantz. Ostfildern-Ruit. S. 156-164.
- Leimbrock, H. (2008). Strategien des Stadtum-baus in ost- und westdeutschen Mittelstäd-ten. In: Roch, I.; J. Banse & H. Leimbrock (Hrsg.). Freiraum- und Wohnqualitäten – Potenziale für den städtischen Umbau. Berlin. S. 57-85.
- Lohrberg, F. (2000). Urbane Landwirtschaft als Erlebnisraum. In: Garten + Landschaft. Heft 3. S. 9-12.
- Mathey, J., Kochan, B. & Stutzriemer, S. (2003). Biodiversität auf städtischen Brachflächen? Planerische Aspekte natur-verträglicher Folgenutzungen. In: Bayri-sches Landesamt für Umweltschutz (2003). StadtNatur – Bedeutung der Stadt für die Natur und der Natur für die Stadt. S. 47-57.
- Müller, B. & Siedentop, S. (2004). Wachstum und Schrumpfung in Deutschland – Trends, Perspektiven und Herausforde-rungen für die räumliche Planung und Entwicklung. In: Deutsche Zeitschrift für Kommunalwissenschaften. Jg. 43. Heft 1. S. 14-32.
- Ragnitz, J. (2006). Demographische Entwick-lung in Ostdeutschland. Halle.
- Raumordnungsgesetz (ROG) vom 18. August 1997 (BGBl. I S. 2081, 2102), zuletzt ge-ändert durch Artikel 10 des Gesetzes vom 9. Dezember 2006 (BGBl. I S. 2833).
- Rebele, F. (2003). Was können Brachflächen zur Innenentwicklung beitragen? In: Arlt, G., I. Kowarik, J. Mathey & F. Rebele (Hrsg.). Urbane Innenentwicklung in Ökologie und Planung. IÖR-Schriften. Band 39. Dresden. S. 63-74.
- Rebele, F. & Dettmar, J. (1996). Industriebrach-en. Ökologie und Management. Stutt-gart.
- Rink, D. (2004). Ist wild schön? Untersuchung zur Akzeptanz von Sukzession in der Stadt. In: Garten + Landschaft. Heft 2. S. 16-18.
- Roch, I. & Banse, J. (2007). Entwicklungspers-pektiven für die Lebensqualität Wohnen und Freiraumnutzung in den Städten Bonn und Dresden. In: Schrenk, M., V. V. Pop-ovich & J. Benedikt (Hrsg.). To Plan is not Enough. REAL CORP 007 Conference Proceedings. S. 563-577.
- Rößler, S. (2007). Aktuelle Herausforderungen für die Freiraumplanung in schrumpfenden Städten. In: Perspektiven und Bedeutung von Stadtnatur für die Stadtentwicklung. CONTUREC 2, S. 117-127.
- Schwartz, C. (2004). Extensive Freiraumges-taltung als Strategie im Stadtumbau. In: In-formationen zur Raumentwicklung. Heft 11-12. S. 735-747.
- Siedentop, S. & Kausch, S. (2003). Die siede-lungsstrukturelle Dimension der Schrump-fung – Räumliche Trends der Bevölke-rungsentwicklung in Ostdeutschland nach der Wende. In: Müller, B. & S. Siedentop (Hrsg.). Schrumpfung – Neue Herausfor-derung für die Regionalentwicklung in Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen. Hannover (ARL – Arbeitsmaterialien). S. 11-24.
- Stadt Leipzig (2005). Das Neue Leipzig. Stadt-erneuerung. Neue Freiräume im Leipziger Osten.
- URGE-Team (2004). Making Greener Cities – A Practical Guide. UFZ-Bericht Nr. 8/2004 (Stadtökologische Forschungen Nr. 37). UFZ Leipzig-Halle GmbH.
- Wittig, R. & Zucchi, H. (Hrsg.) (1993). Städti-sche Brachflächen und ihre Bedeutung aus der Sicht von Ökologie, Umwelterzie-hung und Planung. Geobotanische Kollo-quienn, 9. Frankfurt.

Anschriften

Prof. Dr. Dieter Rink
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)
Helmholtz Centre for Environmental Research
(UFZ)
Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig
Email: dieter.rink@ufz .de

Dr. Juliane Mathey
Leibniz-Institut für ökologische Raumentwick-
lung e. V. (IÖR)
Leibniz Institute of Ecological and Regional
Development (IOER)
Weberplatz 1, D-01217 Dresden
Email: j.mathey@ioer.de

Micro-scale simulations of vegetation influence on traffic induced particle dispersion

Mikroskalige Simulierung des Einflusses von Vegetation auf die Verbreitung verkehrsbedingter Partikel

ANNETT WANIA, MICHAEL BRUSE & CHRISTIANE WEBER

Summary

One of the main challenges for urban planning is to mitigate the deleterious effects of urbanisation in order to guarantee the quality of life in cities. Air pollution affects health and the quality of life especially in urban areas. Despite tighter emission standards, better air quality monitoring and decreasing levels of pollutant concentration, pollutants emissions won't fall under certain limits. Additional to emission prevention it is necessary to look for solutions for air pollution compensation in the urban pattern. Urban planning might possibly take action and develop solutions and new planning strategies. In this context urban vegetation plays an important role.

Vegetation is known to be an urban element that potentially compensates some environmental drawbacks of urbanisation. Nowadays, city development usually promotes urban green. However, despite the knowledge on the various benefits of urban vegetation, planning uses vegetation above all as an element of urban design and the ecosystem functions are not entirely exploited. We support the idea to improve actual planning practice in order to optimise the impact of vegetation cover in the urban fabric.

In our study we concentrate on the effects of urban vegetation on air quality, especially on the dispersion of pollutants at the street level. Using a three-dimensional microclimate model (ENVI-met®), we evaluate the effects of urban green (such as street trees and hedges) on the distribution of traffic induced particles (PM₁₀). We evaluate the effect of different vegetation configurations (different vertical and horizontal densities) in different street canyon configurations. The results show that street vegetation might not only prevent pedestrians from pollutants exposure but also increase the concentration. Purpose of the project is to provide arguments for sophisticated urban green planning.

Urban green, air quality, micro-scale simulations, particle dispersion.

Zusammenfassung

Die negativen Auswirkungen der Urbanisierung stellen die Stadtplanung heutzutage vor besondere Aufgaben. Ziel einer nachhaltigen Stadtentwicklung ist die Sicherung der Lebensqualität in Städten. Trotz strengerer Emissionsauflagen, besserer Überwachung der Luftqualität und abnehmender Luftschadstoffkonzentrationen wird sich die Luftqualität weiterhin negativ auf die menschliche Gesundheit auswirken. Neben Strategien zur Vermeidung von Schadstoffemissionen ist es folglich notwendig, nach Kompensationslösungen im städtischen Raum zu suchen. Die Stadtplanung kann diesbezüglich eingreifen und entsprechende Strategien entwickeln. In diesem Zusammenhang ist die städtische Vegetation von zunehmendem Interesse, da sie die negativen Umweltauswirkungen der Urbanisierung teilweise kompensieren kann. Stadtgrün wird in der Planung heute allgemein gefördert. Trotz der Kenntnisse über die verschiedenen positiven Effekte wird Vegetation in der Planung nach wie vor vorrangig für die Landschaftsgestaltung verwendet, wobei wenig Vorteil aus den eigentlichen Ökosystemfunktionen gezogen wird. Wir halten es folglich für notwendig, die aktuelle Planungspraxis zu verändern, um die Funktion der Stadtvegetation innerhalb des städtischen Raumes zu optimieren.

Im Mittelpunkt der vorliegenden Untersuchung steht der Einfluss von Vegetation auf die Luftqualität und insbesondere auf die Verteilung von Luftschadstoffen im Straßenraum. Unter Verwendung eines dreidimensionalen mikroklimatischen Modells (ENVI-met®) wurde der Einfluss von städtischem Grün (Straßenbäume und Hecken) auf die Verbreitung von verkehrsbedingten Partikeln (PM₁₀) analysiert. Es wurde der Effekt verschiedener Vegetationskonfigurationen (vertikale und horizontale Dichte) in verschiedenen Straßenschluchten untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass durch Straßenvegetation die Schadstoffexposition von Fußgängern nicht nur verringert sondern auch erhöht werden kann. Ziel der Untersuchung ist es, Argumente für eine verbesserte Grünflächenplanung zu liefern.

Städtisches Grün, Luftqualität, mikroskalige Simulationen, Partikelverteilung.

1. Introduction

Air pollution affects health and the quality of life especially in urban areas. It is estimated that more than one billion people are exposed to outdoor air pollution annually (UNEP, 2007). Urban air pollution is linked to up to one million premature deaths and one million pre-natal deaths each year. Traffic-induced emissions are major sources of air pollutants in urban areas (Fenger, 1999; Colvile et al., 2001; Ketznel & Berkowicz, 2004). Despite significant reduction of emissions due to technological improvements, motorized transport has led to problems of higher vehicular exhaust emissions and traffic-induced emissions account for up to half of the main urban pollutants (Stanners & Bourdeau, 1995; Fenger, 1999). Many of the substances that are directly emitted by vehicles or indirectly produced through photochemical reactions represent a serious hazard for human health (Hoek et al., 2000; Dab et al., 2001).

Although emission levels could be reduced in terms of fuel quality and emission reduction technologies, they will not fall under certain limits and will continue deteriorating the air we breathe. In this context vegetation gained increasing interest as it can help in reducing pollutants and there is evidence about the removal of pollutants by plants. The retention of particles on plant leaves was demonstrated with chemical analysis (i.e. analysis of the type and quantity of substances on plant leaves, Freer-Smith et al., 1997; Beckett et al., 1998; Ould-Dada & Baghini, 2001; Thönnessen, 2002; Freer-Smith et al., 2005). The absorption of gaseous pollutants into the plant tissue has been quantified in chamber experiments (Hill, 1971; Bennett & Hill, 1973).

Urban planning promotes tree plantings in general, even in narrow streets, arguing for the positive effect of urban vegetation in general, but mainly based on the well known thermal benefits. However, little is known about the influence of the same trees on the air pollution load in the street. In reality, no official recommendations exist on reasonable tree plantings and consequently the choice is mainly influenced by landscape architectural and horticultural aspects as well as arguing for the climatic benefits.

However, ventilation is especially disturbed in densely built structures and several studies identified problems with ventilation and pollutant dispersion in narrow streets (Oke, 1988; Gerdes & Olivari, 1999). Some studies cited

the influence of obstacles like trees, kiosks and cars on the flow (Gayev & Savory, 1999). In studies focusing on the dynamics of flows in built environments, the influence of street trees on ventilation - particularly wind speed reduction - was shown to be important (Ries & Eichhorn, 2001). Trees can be considered to be obstacles but, in contrast to cars, buildings and other obstacles, they are permeable, i.e. air flows can penetrate into the tree canopy. Although this effect has been described in the literature, little knowledge exists about its consequences in built environments and especially the main influencing parameters.

Combining all of these points leads to the following conclusion: from one perspective, the ability of vegetation to remove pollutants positively influences air quality, but from another, trees and bushes might inhibit street ventilation and locally deteriorate air quality. Based on this knowledge, this study aims to evaluate the role of urban vegetation objects such as trees and bushes for pollution dispersion in built environments, with specific attention to its role in the removal of pollutants and its influence on ventilation. The evaluation is performed using computational modelling. This method has the advantage that the influence of governing parameters can be better evaluated individually, while in field measurements all governing parameters are simultaneously operating and it is consequently difficult to determine which parameters are significant or insignificant. In complex environments like urban areas it is nearly impossible to identify similar model areas with the same base conditions (wind flow, thermal stratification, solar radiation conditions, building geometry, and street configuration) and different vegetation conditions.

2. Methods

2.1 The ENVI-met model

The simulations were carried out using the microscale microclimate model ENVI-met version 3.0 (Bruse & Fleer, 1998; Bruse, 1999; see www.envi-met.com). ENVI-met is based on the fundamental laws of fluid- and thermodynamics (Computational Fluid Dynamics model) and uses the Eulerian approach for the calculation of mass, momentum, and energy budgets. The choice of the model for this study was mainly influenced by its capability to simulate the influence of plants on the atmospheric conditions in a built environment on a microscale. It combines the simulation of processes

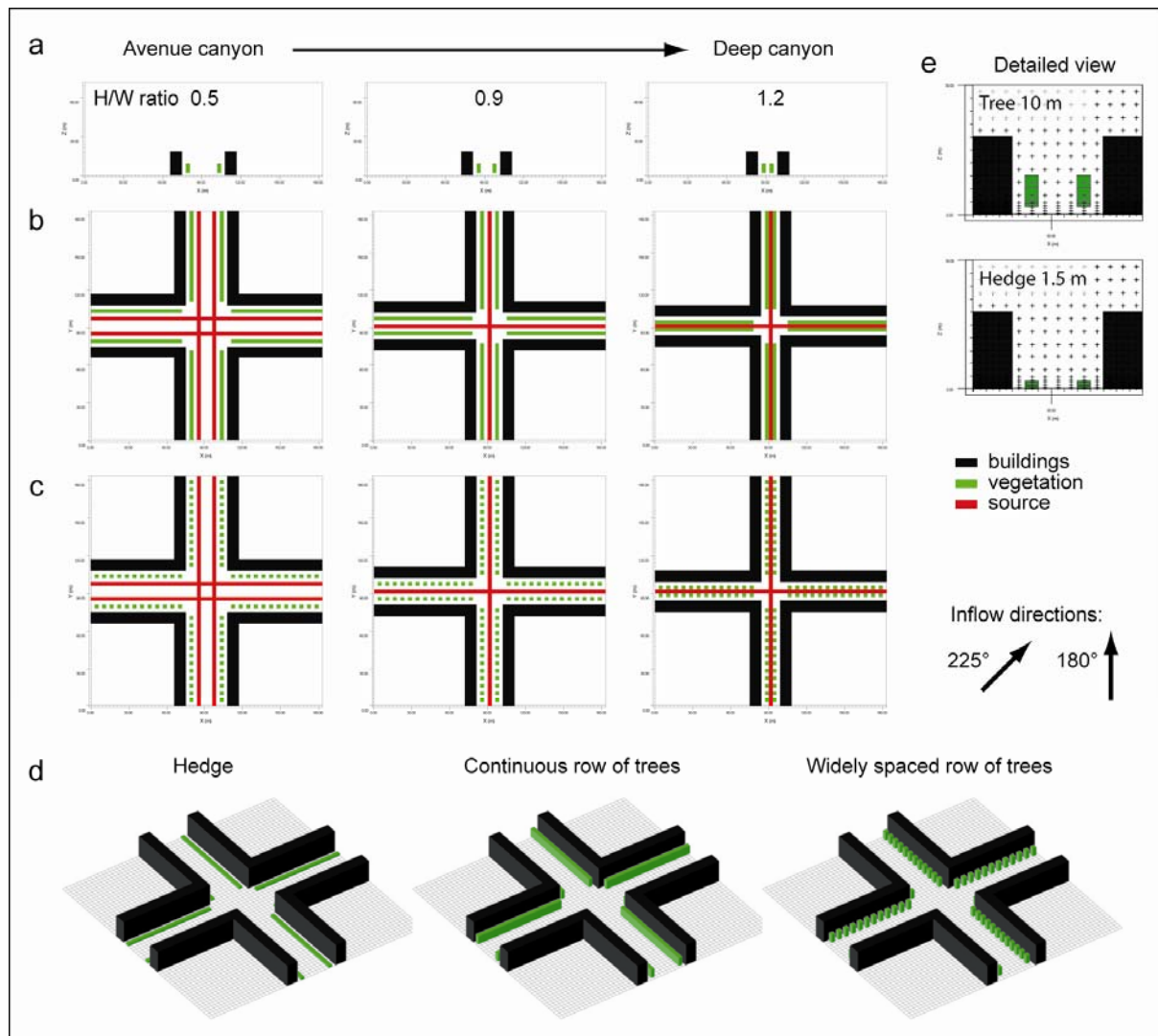


Fig. 1: Vegetation scenarios - configuration of model areas: a) vertical cut with trees, b) and c) horizontal cuts of model areas where b) scenario with the continuous row of trees and hedge and c) widely spaced row of trees. 3D view of model areas (aspect ratio 0.5) with the main vegetation scenarios (d) and detailed views into the canyon (aspect ratio 0.9) (e).

induced by the plants metabolism with atmospheric processes happening in the upper atmospheric layer of built microenvironments. To account for vegetation's influence on atmospheric processes, all prognostic equations in the model are extended into the vegetation layers using source/sink terms describing heat, humidity and momentum exchanges. Source/sink terms are mainly solved by an integrated vegetation model. In the model each plant is treated as a one-dimensional, permeable column that is subdivided into layers defined by the Leaf Area Density (m^2/m^3). For more information on the parameters and equations, refer to Bruse & Fleer (1998), Bruse (1999), and the online manual with scientific documentation (Bruse, 2007).

2.2 Model configuration

Street canyon configuration

The influence of vegetation cover on the dispersion of traffic-induced particles was simulated for two intersecting streets flanked by continuous buildings on both sides. The model area covers $180 \times 180 \text{ m}$ and reaches a vertical height of 72 m . The size of the grid cells was set to 3 m . Three different street configurations were defined. The main parameter that we used for defining them is the distance between the buildings (i.e. the width of the street). An important general characteristic of street canyons is their height-to-width (H/W) ratio, where H is the building height and W is the width of the street canyon. We have chosen to analyse the pollutant dispersion in one wide or 'avenue' canyon (aspect ratio 0.5) and two narrow canyons (aspect ratios 0.9 and 1.2) (Figure 1 a, b).

The selection of these aspect ratios was based on research findings on flow fields in street canyons (Ahmad et al., 2005) and typical street configurations occurring in the city of Strasbourg (France). According to the latter, streets in densely built-up city districts show a tendency towards higher aspect ratios and closed façades. Wide streets (aspect lower than 0.5) are usually flanked by only a few buildings. In contrast, higher aspect ratios tend to be flanked by continuously built-up façades. The highest aspect ratio found in Strasbourg is 1.0. This aspect ratio is present in ten percent of the streets. It occurs mainly in areas where most of the population is concentrated like city centres and the residential districts close to the centre.

All canyons are symmetric, i.e. same building height on both sides and flat roofs have been assumed. An intersection was chosen in order to reduce the number of necessary simulations. Accordingly, only two wind directions were analysed: 180° and 225°. Figure 1 shows the approaching inflow directions with respect to the buildings. Accordingly, the 180° direction simulates wind flows blowing along the street axis and perpendicular to the canyon, while in the 225° direction, the wind blows in an oblique direction. The wind speed at 10 m was set to 1 and 3 m/s to simulate a calm situation and a situation with a distinct wind. Meteorological parameters for the model initialisation were set to those of a typical mid-latitude summer day. Each simulation was run for one hour.

In each canyon a linear pollutant source is situated in the centre or, in the case of the avenue canyon, parallel to the centreline of the canyon (see Figure 1 b, c). Except from the avenue canyon, the source in each model area consists of one single line. The source emits PM₁₀ (particulate matter with a diameter of 10 µm) at 0.3 m height with a constant rate of 11.3 µg/(s*m) in all simulation runs. The emission value was taken from the STREET database (provided by the Alsatian organisation for air quality observation ASPA, 2000) and corresponds to the emission rate at the morning rush hour (7 - 8 am) for a street with medium traffic flow (10.000 vehicles per day, 4 % heavy vehicle transport). For the avenue canyon, the emission value of each of the two lines was accordingly set to half of the total emission rate.

Vegetation scenarios

Two different trees with a height of 10 m and a 1.5 m high hedge are used to set up vegetation scenarios (Figure 2). The hedge was defined in a continuous row parallel to the buildings and

the source. The two trees were defined in both a continuous and a widely spaced row parallel to the buildings and the source. The vertical and horizontal cuts of the canyons with the vegetation scenarios are shown in Figure 1. The horizontal cuts (b, c) show the position of sources and the configuration of the hedge and tree rows with (b) continuous row and (c) widely spaced row of trees.

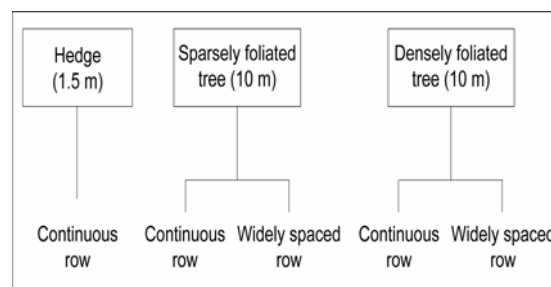


Fig. 2: Main characteristics of the five defined vegetation scenarios.

Further varying parameters are the leaf area density (LAD) and the crown shape (Figure 3). One of the trees has no distinctive crown and sparse leaves while the other one is a densely foliated tree with a distinct crown (Figure 3 b, c). Both trees have a leafless base up to 2 m (Figure 3 a). While the vertical density of the crown of the less densely foliated tree increases only slightly between the leaf base and the top, the crown of the very densely foliated tree is distinct and reaches its maximum density between 6 and 7 m.

Each vegetation scenario was run for each of the three aspect ratios with both wind directions and both wind speeds.

3. Results

3.1 Air flow and particle concentration in the situation without vegetation

The climatic conditions within the street canyons are primarily controlled by the micro-meteorological effects of urban geometry rather than the mesoscale forces controlling the climate of the urban boundary layer (Hunter et al., 1992). Ventilation and consequently particle dispersion depend on the air flows occurring at different levels within the street canyon. They are determined by the local wind field that depends on canyon geometry and the approaching wind flow direction and speed. The wakes around the buildings – the region of flow immediately surrounding a building and following the main recirculation zone – are disturbed at closer spacing.

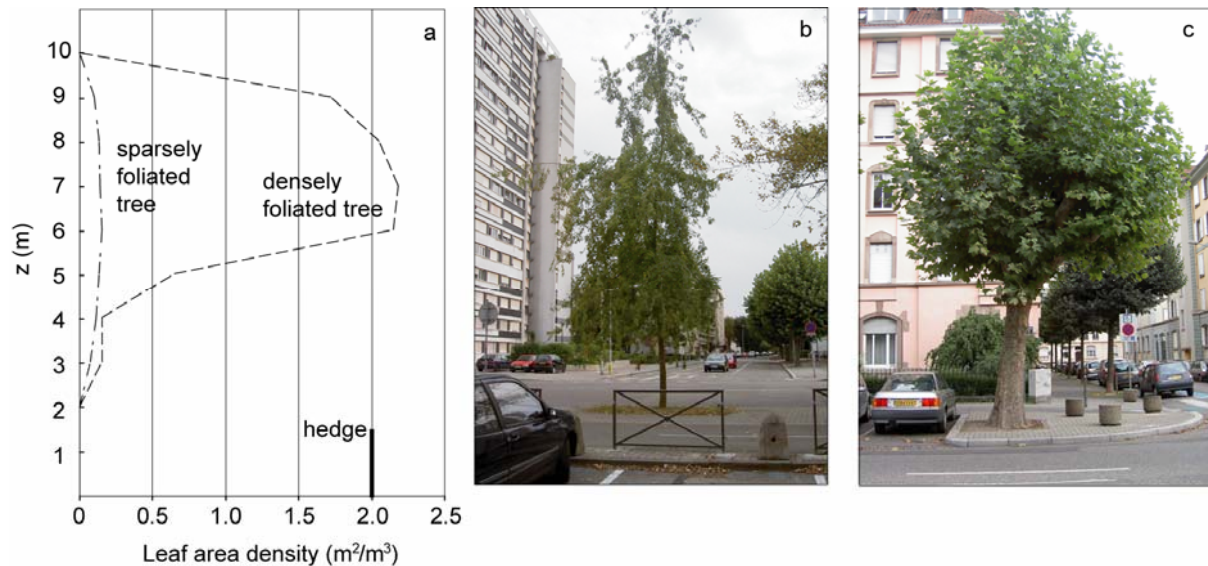


Fig. 3: Vegetation objects: a) leaf area density profile of the three vegetation objects (source: ENVI-met plant database), b) example of a sparsely foliated tree, and c) example of a densely foliated tree. Note the LAD profiles do not reflect the physical shape of objects.

The main flow outside the canyon is increasingly modified and experiences deflection and wind speed changes with decreasing distance to the building structure. Deflection occurs at building walls leading to wind speed reduction, deflection and formation of recirculation regions. In general, increased turbulence and formation of intermittent vortices occur at the corners of buildings (Oke, 1988; Ahmad et al., 2005).

The secondary flow inside the canyon is characterised by lower wind speed and down-drafts at the windward wall, reverse flow at the bottom and updrafts at the leeward wall (Figure 4). The bulks of downward and upward flows are disturbed with increasing aspect ratio. Oblique inflow generally leads to better ventilation with lee- and windward regions occurring on the respective canyon side and a vortex circulating across the canyon. A bulk of downward flow blows air from above inside the canyon at the windward building, crosses the canyon and moves upwards on the opposite side (Figure 4 a - c, g - i). With parallel inflow no such zones occur and the longitudinal velocity component is proportional to the velocity above the canyon. Perpendicular inflow leads to a very homogeneous flow field with generally low velocity. At wide spacing between the canyon walls, the down- and upward flows induce ventilation (Figure 4 d) while at smaller spacing the bulk of the outer flow does not enter the canyon (Figure 4 e, f).

With increasing aspect ratio, the ventilation is reduced and the described up- and downward flows decrease. With oblique inflow in deeper

canyons the circulating vortex transforms into a helical vortex along the length of the canyon that suppresses ventilation (Nakamura & Oke, 1988). With perpendicular inflow in deeper canyons, the bulk of the outer flow does not enter the canyon and is associated with a reduced exchange between the canyon and the flow outside. Inside the canyon a single cross-canyon vortex is established (skimming flow regime described by Oke, 1988).

Reduced wind speed leads to reduced exchange and ventilation and the described down- and upward flows as well as vortices are restrained and slowed down.

Particle concentrations are a result of the described flow conditions. In general, concentrations increase with aspect ratio (Figure 5). Besides the volume of the canyon this is due to the rate at which the canyon can exchange air vertically with the atmosphere above roof-level. The highest particle concentrations occur in close vicinity to the source, and decrease with increasing distance from the source (Figure 5). The highest particle concentrations, away from the source, are typically found in the wake of the upwind walls (leeward). These poorly ventilated regions are characterised by weak mixing of pollutants, resulting in a long residence time for exhaust emissions and consequently higher concentration rates. This effect is stronger in the canyons with ratios 0.9 and 1.2 and visible in the simulation with oblique inflow before the intersection (Figure 5 a - c). Parallel inflow promotes particle accumulation (Figure 5 j - l).

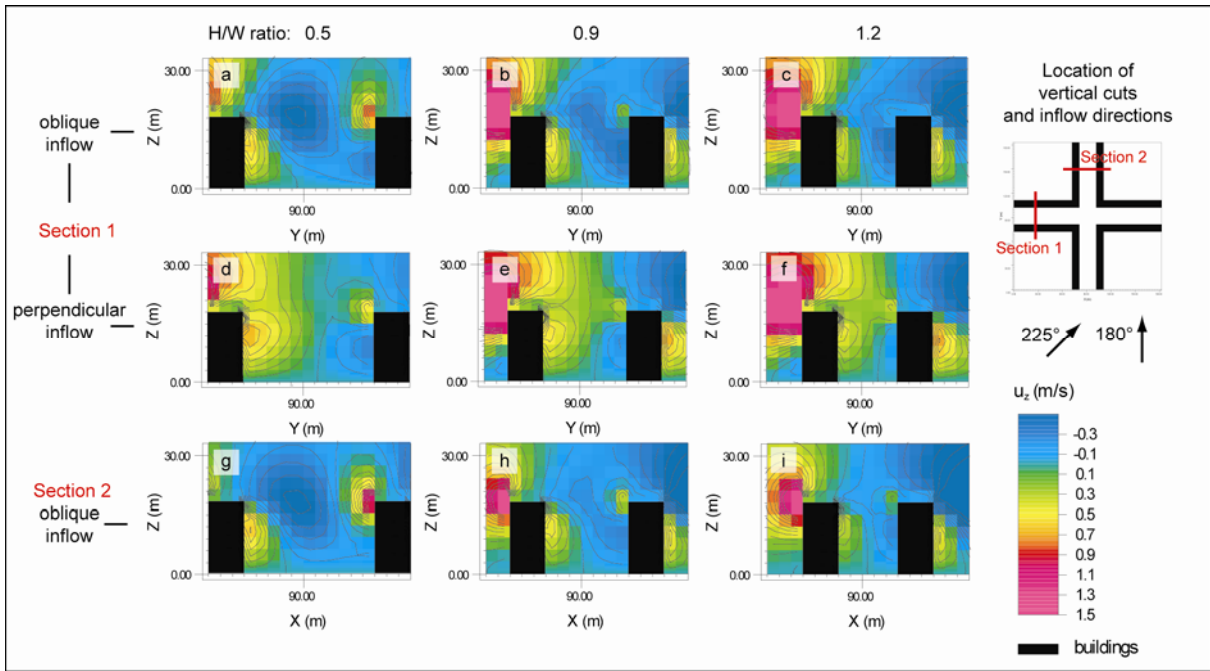


Fig. 4: Vertical wind flow (u_z) in the three canyons at the higher wind speed (3 m/s) for different inflow directions (section 1 and 2). Blue colours indicate downward flow, green to magenta upward flow. Distance between isolines 0.1 m/s.

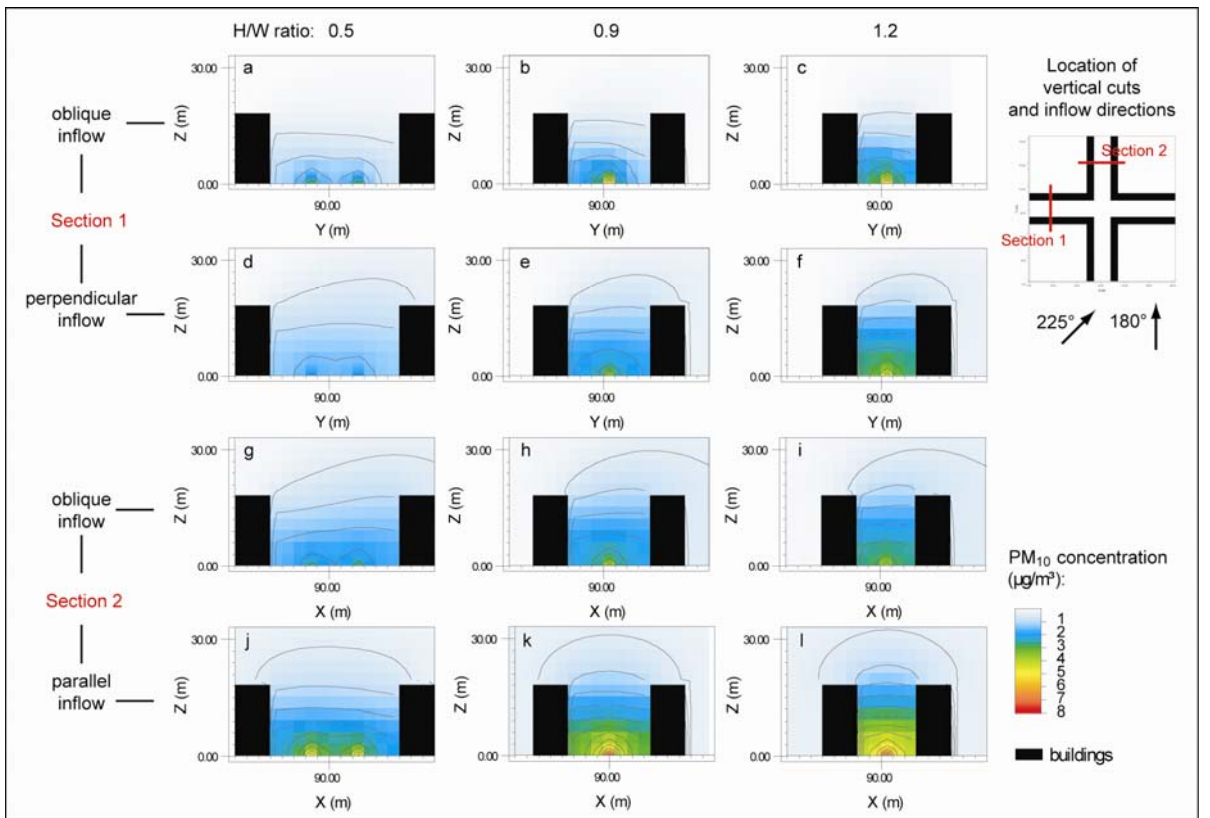


Fig. 5: Particle concentration in the calm wind simulation with different inflow directions (section 1 and 2): vertical distribution with oblique inflow (a - c, g - i), perpendicular inflow (d - f), and parallel inflow (j - l). Distance between isolines $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

The highest values occur at the intersection where the flows and the sources converge and concentrations are generally higher after the intersection (compare Figure 5 a - c with g - i).

Additionally, the higher concentrations after the intersection are due to increased deflection, turbulence and reduced wind speed in general.

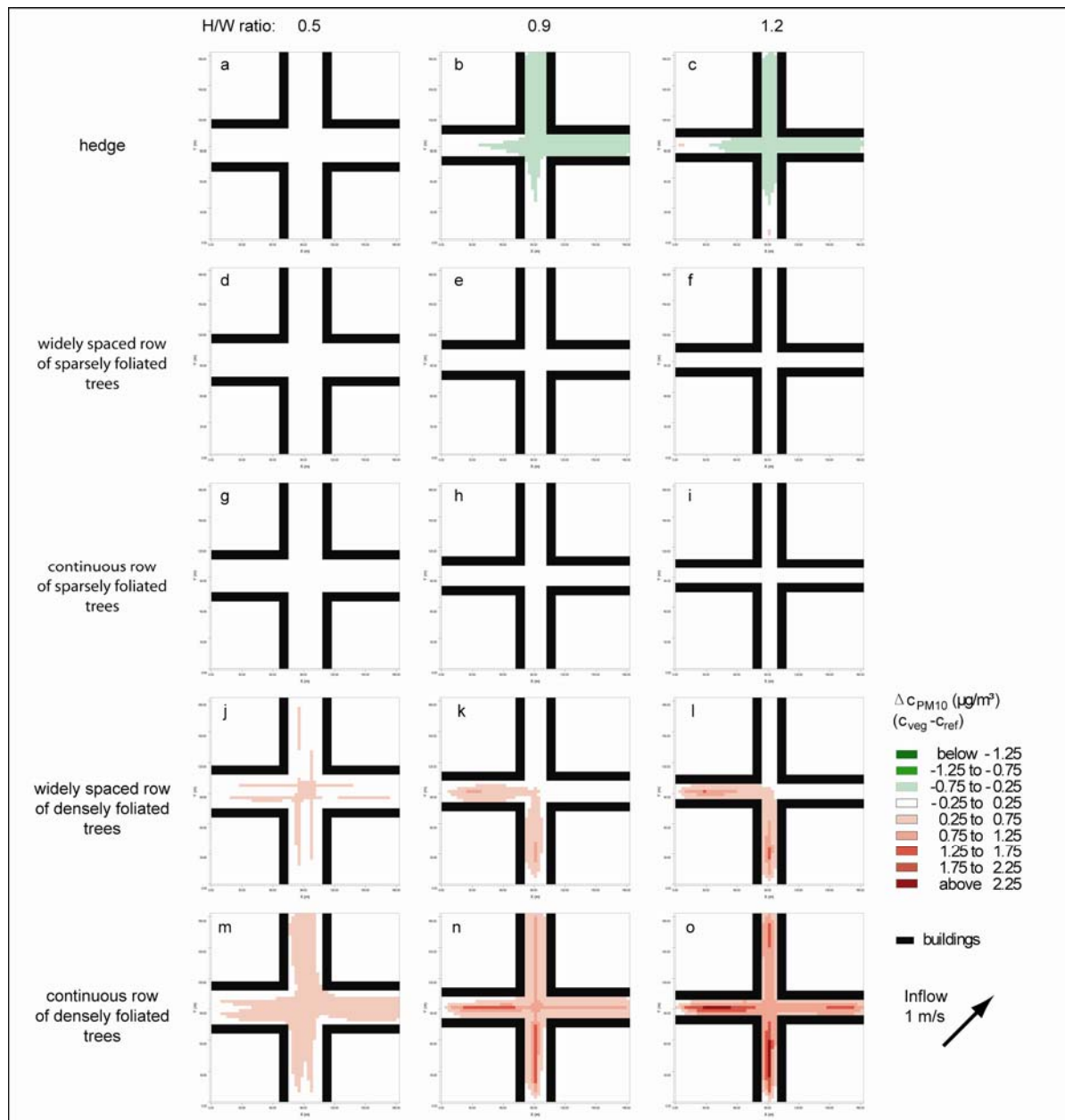


Fig. 6: Influence of vegetation on particle concentration for inflow 225° and 1 m/s at 1.8 m height. Comparison between the simulations without vegetation (reference case c_{ref}) with the hedge and the four tree scenarios (vegetation scenarios c_{veg}). Red indicates increase and green decrease of concentration induced by vegetation.

Higher wind speed (3 m/s) reduces particle concentrations in general. With oblique inflow the effect is stronger at the windward sides and before the intersection. High velocity perpendicular inflow in the two deeper canyons (aspect ratio 0.9 and 1.2) leads to a concentration increase probably due to reduced exchange respectively reduced inflow of air from outside the canyon. This effect is not observed in the avenue canyon.

3.2 Influence of vegetation on particle concentration

To evaluate the influence of vegetation on particle dispersion in the street canyons, the simulation without vegetation (reference) was compared to each of the five vegetation scenarios. The comparison was performed for both wind directions and wind speeds and focuses on the grid cells at the height of the human respiratory system that covers the height between 1.2 and 1.8 m.

Figure 6 shows the results for the simulation with oblique inflow (225°) and calm wind

(1 m/s). The results for the scenario with hedges on both sides of the canyon reveals slight modifications in the canyons with aspect ratio 0.9 and 1.2 (Figure 6 b, c). Concentrations are slightly reduced in the streets after the intersection. No changes occur in the avenue canyon (Figure 6 a). The sparsely foliated tree rows induce no changes (Figure 6 d-e). The highest changes are induced by the rows of densely foliated trees leading to a concentration increase in general (Figure 6 j - o). The increase is higher before the intersection and rises with aspect ratio. The effect is stronger for the continuous row of trees (Figure 6 m - o). The higher increase at the source refers to an inhibition of dispersion and consequently inhibition of dilution. Furthermore, the increase is higher at the leeward canyon side.

For an inflow of 180° the same tendencies apply but with a different pattern. Modifications concern above all the along-wind street. The hedge leads to concentration reduction after the intersection in the two deeper canyons and no changes in the avenue canyon. The differences are higher than in the simulation with an

inflow direction of 225° . The sparsely foliated tree rows induce a slight concentration reduction after the intersection in the canyons with aspect ratio 0.9 and 1.2. Rows of densely foliated trees lead to a concentration increase in the along-wind street before the intersection and in the street with perpendicular inflow. The effect is weak in the avenue canyon and increases with aspect ratio.

Figure 7 shows the vertical dimension of the effect induced by the continuous rows of densely foliated trees that induce concentration changes even in the avenue canyon. The changes are stronger in the two deeper canyons (e.g. Figure 7 b - c). Differences are higher at the bottom near the source and decrease with height and distance to the source. The changes are higher in the simulation with oblique wind and in this case, changes are smaller at the windward side (Figure 7 a - c, g - i). Perpendicular inflow induces only slight changes (Figure 7 d-f). At parallel inflow the increase occurs only in close proximity to the source (Figure 7 j - l).

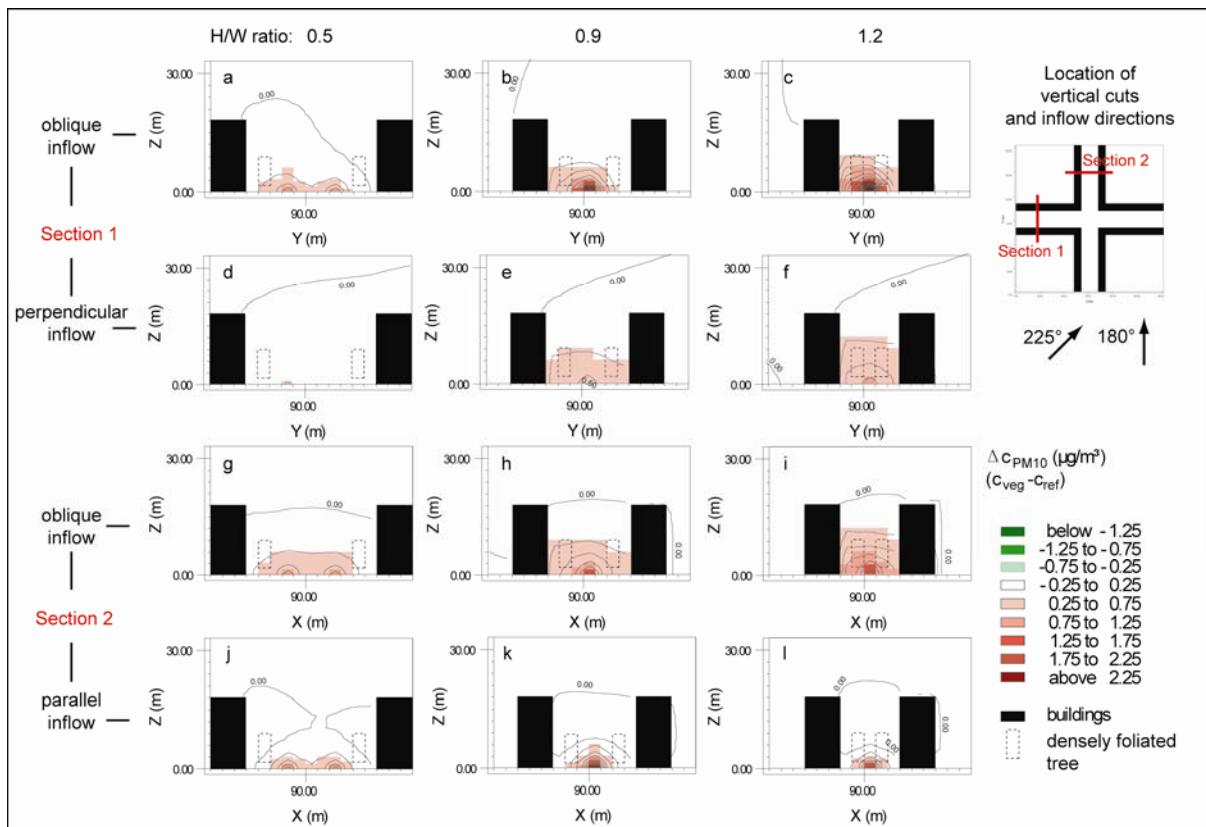


Fig. 7: Influence of continuous rows of densely foliated trees on particle concentrations (view into the canyons), simulation with wind speed 1 m/s (reference case C_{ref} , vegetation scenarios C_{veg}): oblique inflow a - c and g - h, perpendicular inflow d - f, and parallel inflow j - l. Distance between isolines $0.25 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Vegetation might suppress the positive ventilation effect of high wind speed observed in the reference case. With higher wind speed the concentration increase induced by trees is generally higher than in the calm wind simulation. The differences are higher than with calm wind after the intersection and smaller before the intersection. These observations refer to an attenuation of the ventilating effect of higher wind speed by vegetation in built environments.

3.3 Influence of vegetation on wind speed

The observed concentration increase induced by vegetation can be explained by the reduction of wind speed and consequent inhibition of ventilation. In general, wind speed reductions lead to a reduced mixing inside the canyon and a reduced inflow of fresh air. Velocity reduction increases with aspect ratio and vegetation density. While in the wider

canyons significant reductions occur close to the hedge and tree rows, the disturbance of the flow encroaches on the entire width of the deeper canyons.

Figure 8 shows the changes in wind speed induced in the canyon with aspect ratio 0.9 by the continuous rows of hedge and the densely and sparsely foliated trees (simulation with 1 m/s). The hedge influences the flow mainly within the first 6 m (Figure 8 a - d). Trees lead to a slow down within the crown and a smaller velocity reduction below the crown (Figure 8 e - l). Their influence affects wind speed up to 12-15 m. The changes are higher for the densely foliated trees than for the sparsely foliated ones that affect wind speed generally very few.

The improved ventilation with high wind speed is suppressed by tree and hedge plantings. The most affected areas are deeper canyons and the leeward canyon sides.

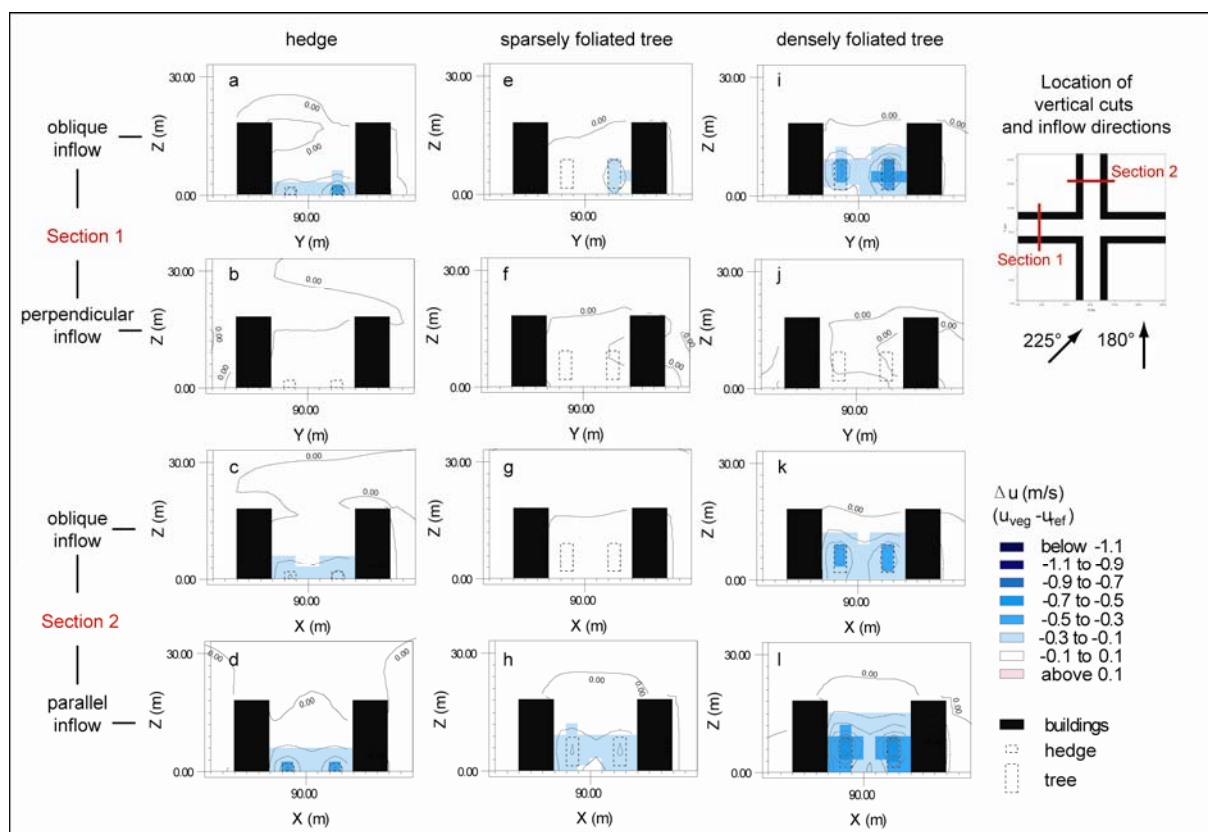


Fig. 8: Influence of vegetation on wind speed in the canyon with aspect ratio 0.9 for the simulation with wind speed 1 m/s (reference case u_{ref} , vegetation scenarios u_{veg}). Comparison of the scenarios hedge (a - d), sparsely foliated tree (e - h), and densely foliated tree (i - l) for different approaching inflow directions (continuous row scenarios for both trees).

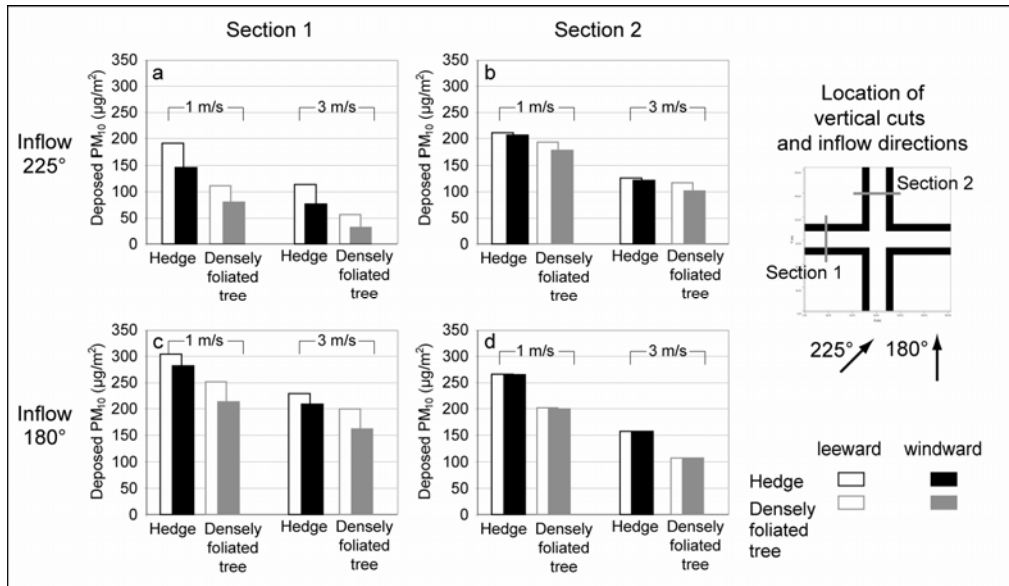


Fig. 9: Total deposited particles on a hedge and a densely foliated tree at different wind speeds. Values of hedge/tree in sections 1 and 2 of the canyon with aspect ratio 1.2 (sum of vegetation layers). Simulation with a) and b) oblique inflow, c) perpendicular inflow, and d) parallel inflow.

3.4 Particle removal by plants

To explain the concentration changes induced by vegetation, we analysed the removal rates for the hedge and the densely foliated tree. Figure 9 shows the different removal rates, which we defined as the cumulated values of deposited particle mass during one hour summed over all vegetation layers with $LAD > 0$. The four diagrams reflect the situation with three different inflow directions (parallel, perpendicular and two oblique inflows). The removal rates are generally higher for the hedge. They are higher in the situations with increased particle concentrations, i.e. after the intersection with oblique inflow (b), with perpendicular inflow (c), and on the leeward side in general. The removal rates increase with aspect ratio.

The slightly positive influence of the hedge on atmospheric particle concentrations in the deeper canyons can be explained by the observed removal rates. Concentrations that usually accumulate after the intersection are already reduced by the hedges before the intersection. Accordingly, fewer particles accumulate after the intersection and particles are additionally removed by the hedge rows after the intersection. Removal rates are higher with parallel inflow than with oblique inflow, which might be an explanation for higher concentration reduction rates in this inflow simulation after the intersection. This effect is not observed with higher wind speed and it seems

that in this case the removal rates do not balance the accumulation of particles in the air.

4. Discussion

The effect of vegetation on particle dispersion was analysed in simplified, symmetric street canyons. Some parameters are not included in the analysis that might influence the results. First, dispersion of pollutants in street takes place under joint influence of natural and vehicle-induced air motions. Studies have shown that turbulence induced by moving vehicles affects the air flows close to the source and above the road and dominate even over natural winds (Kastner-Klein et al., 2001). This additional turbulence might even reduce pollutant concentrations at the pedestrian level (Pearce & Baker, 1997). Second, other canyon parameters like the roof shape, canyon symmetry (e.g. different building heights), or the canyon length were not investigated. It is estimated that the roof shape and canyon symmetry have no significant influence on the observed relationship. The length of the canyons might be one reason for the insignificant vegetation influences observed in the avenue canyon as short canyons are better ventilated due to vortices at building corners (Ahmad et al., 2005). Nevertheless, we expect that this influence is rather low. Third, no re-suspension is considered in the model although particle deposition and re-suspension may occur simultaneously. This would reduce the amount of deposited particles. However, plants are effec-

tive in trapping particles and re-suspension rates are estimated to be relatively low compared to the amount deposited (McPherson et al., 1994; Ould-Dada & Baghini, 2001). Finally, the same simulations were run with facades interrupted by spacings of 3 m width (from building bottom to top). These results show a slight improvement of the ventilation but the inhibiting effect dominates.

Another point of discussion is the used LAD profiles that are based on standard profiles described in the literature that are mostly valuable for forest trees. The two LAD profiles we used represent willingly two extreme cases and the densely foliated tree corresponds to a very dense forest stand. However, urban trees often stand alone and regularly pruning restrains their possible crown extension. Furthermore, pruning leads to increased densification of the leaves within a restrained volume. Consequently, it is supposed that LAD profiles of urban trees are different from those found in forests but evidence is missing.

5. Conclusions

The results reveal the effect of vegetation on canyon ventilation and consequently particle dispersion. We evaluated the relationship between the height-to-width ratio of streets flanked by buildings and the vertical and horizontal density of vegetation cover. The results show that particle concentrations increase with height-to-width ratio and vegetation density. Air quality is additionally worsened in configurations with poor ventilation, such as low wind speed, perpendicular inflow, and in deep canyons. Sparsely foliated trees show no significant effect on particle concentrations. Hedges might be an alternative to trees in deep canyons. They retain not only more particles, as they are closer to the source, but may even reduce concentrations at the human respiratory tract height.

Our results contradict the general assumptions that are made based on the amount of pollutants removed by urban trees (McPherson et al., 1994; Nowak, 2006; Escobedo et al., 2008). These studies promote generally dense urban tree cover that might lead to precipitate overall conclusions, affecting decisions in planning even of street plantings. We suggest to weigh the thermal and air pollution benefit from trees planted in densely built structures against the loss in ventilation. Such evaluations can be performed using models like ENVI-met.

Based on the outcomes, the following recommendations were formulated:

- Avoid planting of dense trees in deep canyons.

Dense plantings of densely foliated trees have to be avoided in canyons with ratios higher than 0.5. In such cases, the thermal benefit from street trees can be provided by plantings of very sparsely foliated trees or widely spaced rows of trees. At the same time, crown closure should be avoided.

- Plant trees away from building walls.

Planting of trees close to building walls inhibits the upward flow and mixing of air.

- Avoid tree row plantings close to parks or unpolluted areas.

Tree row or hedge plantings that cut or inhibit penetration of fresh air from unpolluted or less polluted areas should be avoided. It is particularly important to avoid inhibition of the flow close to the bottom.

- Apply pruning methods that favour penetration of air through tree canopies.

References

- Ahmad, K., Khare, M. & Chaudhry, K. K. (2005). Wind tunnel simulation studies on dispersion at urban street canyons and intersections - a review. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics* 93. p. 697-717
- Beckett, K. P., Freer-Smith, P. H. & Taylor, G. (1998). Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environmental Pollution* 99. p. 347-360
- Bennett, J. H. & Hill, A. C. (1973). Absorption of gaseous air pollutants by a standardized plant canopy. *Journal of the Air Pollution Control Association* 23. p. 203-206
- Bruse, M. (1999). The influences of local environmental design on microclimate (in German). PhD thesis. 196 pages. University of Bochum. Bochum
- Bruse, M. (2007). ENVI-met 3. <http://www.envi-met.com/>. (Accessed August 2007)
- Bruse, M. & Fleer, H. (1998). Simulating surface-plant-air interactions inside urban environments with a three dimensional numerical model. *Environmental Modelling and Software* 13. p. 373-384
- Colville, R. N., Hutchinson, E. J., Mindell, J. S. & Warren, R. F. (2001). The transport sector as a source of air pollution. *Atmospheric Environment* 35. p. 1537-1565
- Dab, W., Ségala, C., Dor, F., Festy, B., Lame-loise, P., Le Moullec, Y., Le Tertre, A., Médina, S., Quénel, P., Wallaert, B. & Zmirou, D. (2001). Pollution atmosphérique et santé: Corrélation ou causalité? Le cas de la

- relation entre l'exposition aux particules et la mortalité cardio-pulmonaire. *Journal of the Air and Waste Management Association* 51. p. 203-219
- Escobedo, F. J., Wagner, J. E., Nowak, D. J., De la Maza, C. L., Rodriguez, M. & Crane, D. E. (2008). Analyzing the cost effectiveness of Santiago, Chile's policy of using urban forests to improve air quality. *Journal of Environmental Management* 86. p. 148-157
- Fenger, J. (1999). Urban air quality. *Atmospheric Environment* 33. p. 4877-4900
- Freer-Smith, P. H., Beckett, K. P. & Taylor, G. (2005). Deposition velocities to *Sorbus aria*, *Acer campestre*, *Populus deltoides* x *trichocarpa* 'Beaupre', *Pinus nigra* and *Cupressocyparis leylandii* for coarse, fine and ultra-fine particles in the urban environment. *Environmental Pollution* 133. p. 157-167
- Freer-Smith, P. H., Holloway, S. & Goodman, A. (1997). The uptake of particulates by an urban woodland: Site description and particulate composition. *Environmental Pollution* 95. p. 27-35
- Gayev, Y. A. & Savory, E. (1999). Influence of street obstructions on flow processes within urban canyons. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics* 82. p. 89-103
- Gerdes, F. & Olivari, D. (1999). Analysis of pollutant dispersion in an urban street canyon. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics* 82. p. 105-124
- Hill, A. C. (1971). Vegetation: a sink for atmospheric pollutants. *Journal of the Air Pollution Control Association* 21. p. 341-346
- Hoek, G., Brunekreef, B., Verhoeff, A., van Wijnen, J. & Fischer, P. (2000). Daily mortality and air pollution in the Netherlands. *Journal of the Air and Waste Management Association* 50. p. 1380-1389
- Hunter, L. J., Johnson, G. T. & Watson, I. D. (1992). An investigation of three-dimensional characteristics of flow regimes within the urban canyon. *Atmospheric Environment* 26B. p. 425-432
- Kastner-Klein, P., Fedorovich, E. & Rotach, M. W. (2001). A wind tunnel study of organised and turbulent air motions in urban street canyons. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics* 89. p. 849-861
- Ketzel, M. & Berkowicz, R. (2004). Modelling the fate of ultrafine particles from exhaust pipe to rural background: an analysis of time scales for dilution, coagulation and deposition. *Atmospheric Environment* 38. p. 2639-2652
- McPherson, E. G., Nowak, D. J. & Rowntree, R. A. (1994). *Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project*. GTR-NE-186 USDA, Syracuse, NY. 201 pages
- Nakamura, Y. & Oke, T. R. (1988). Wind, temperature and stability conditions in an E-W oriented urban canyon. *Atmospheric Environment* 22. p. 2691-2700
- Nowak, D. J. (2006). Institutionalizing urban forestry as a "biotechnology" to improve environmental quality. *Urban Forestry & Urban Greening* 5. p. 93-100
- Oke, T. R. (1988). Street design and urban canopy layer climate. *Energy and Buildings* 11. p. 103-113
- Ould-Dada, Z. & Baghini, N. M. (2001). Resuspension of small particles from tree surfaces. *Atmospheric Environment* 35. p. 3799-3809
- Pearce, W. & Baker, C. J. (1997). Wind-tunnel investigation of the effect of vehicle motion on dispersion in urban canyons. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics* 69-71. p. 915-926
- Ries, K. & Eichhorn, J. (2001). Simulation of effects of vegetation on the dispersion of pollutants in street canyons. *Meteorologische Zeitschrift* 10. p. 229-233
- Stanners, D. & Bourdeau, P. (1995). *Europe's Environment: The Dobris assessment*. European Environmental Agency. Copenhagen, Denmark. 676 pages
- Thönnessen, M. (2002). *Elementdynamik in fassadenbegrünendem Wilden Wein (Parthenocissus tricuspidata) – Nährelemente, anorganische Schadstoffe, Platin-Gruppen-Elemente, Filterleistung, immissionshistorische Aspekte, methodische Neu- & Weiterentwicklungen*. *Kölner Geographische Arbeiten* 78. 136 pages
- UNEP (2007). *United Nations Environment Programme*. <http://www.unep.org>. (Accessed July 2007)

Anschrift

A. Wania
 Joint Research Centre of the European Commission, Institute for Environment and Sustainability, Spatial Data Infrastructure Unit, 1 Via E. Fermi, 21027 Ispra, Italy
 Email: annettw@gmx.de

M. Bruse
 Geographisches Institut, Universität Mainz, Becherweg 21, 55128 Mainz, Germany

C. Weber
 Laboratoire Image et Ville UMR 7011 ULP/CNRS, Université Louis Pasteur, 3 rue de l'Argonne, 67000 Strasbourg, France

Conditions and maintenance of street trees and its reflection in the inhabitants mind in the oasis city of Mendoza/Argentina.

Zustand und Pflege von Straßenbäumen und deren Wahrnehmung durch Anwohner in der Oasenstadt Mendoza/Argentinien

JÜRGEN H. BREUSTE

Summary

Street trees are mostly endangered and often damaged trees in cities. They provide a lot of ecosystem services, especially in cities of arid regions where micro-climatic improvements are very welcome and necessary. The investigation was undertaken in an arid oasis city (Mendoza/Argentina). Especially there, their climate improvement and aesthetical values are of high importance. The aim was to determine the composition, the lining conditions and the maintenance of street trees and to compare these results with the reflection of problem reception by the inhabitants.

The results show clearly the insufficient maintenance of the tree stock (composition, aging, irrigation, pruning etc.) leading to the existing dramatic bad street tree stock in a city which needs the services of this stock urgently. The problems are not only much too less in the mind of the responsible institutions but also among the inhabitants of the residential areas with these trees. Easy recognisable problems (bad pruning etc.) are more reflected by people than long term problems (e.g. irrigation).

There is a different reflection of problems of urban tree stock in social different residential areas, may be related to status, information level and practical involvement.

Not only better maintenance of the tree stock but also a clearer reflection of problems by people is urgently necessary providing the much more environmental knowledge by the responsible institutions of the city is needed. A public-private partnership could help to overcome the problems.

street trees, vitality, social acceptance of trees, tree assessment, tree maintenance, street tree management

Zusammenfassung

Straßenbäume sind die am meisten gefährdeten und oft stark geschädigten Bäume in den Städten. Sie bieten viele Wohlfahrtwirkungen, vor allem in den Städten der ariden Regionen, in denen ihre mikroklimatischen Verbesserungen sehr willkommen und notwendig sind. Die Untersuchung wurde in der einen ariden Zone, in der Oasenstadt (Mendoza/Argentinien) durchgeführt. Zur Verbesserung des Klimas und wegen ästhetischer Werte sind Straßenbäume dort von besonders großer Bedeutung. Das Ziel war es, die Zusammensetzung, den Zustand und die Pflege von Straßenbäumen zu untersuchen und diese Ergebnisse mit der Problemwahrnehmung der Einwohner zu vergleichen.

Die Ergebnisse zeigen deutlich die unzureichende Pflege des Baumbestandes (Zusammensetzung, Alterung, Bewässerung, Baumschnitt etc.), die zu dem gegenwärtig schlechten Zustand führte, und dies in einer Stadt, die der ökologischen Serviceleistungen des Baumbestandes dringend bedarf. Die Probleme des Straßenbaumbestandes werden nicht nur viel zu wenig von den verantwortlichen Institutionen, sondern auch von den Bewohnern wahrgenommen. Leicht erkennbare Probleme (mangelhafter Baumschnitt etc.) werden stärker wahrgenommen als langfristige wesentlich bedeutendere Probleme (z. B. der Bewässerung).

In Wohngebieten unterschiedlichen sozialen Status lässt sich eine unterschiedliche Wahrnehmung der Probleme des Straßenbaumbestandes in Bezug auf den Zustand, den Informationsstand zum Straßenbaumbestand oder die praktische Beteiligung and der Baumpflege feststellen.

Nicht nur eine bessere Pflege des Baumbestandes, sondern auch eine klarere Wahrnehmung der Straßenbaum-Problematik ist notwendig. Dazu bedarf es einer verbesserten Umweltbildung durch die zuständigen Organe der Stadt. Eine Partnerschaft zwischen Verwaltung und Bürgern könnte helfen, die Probleme zu überwinden.

Straßenbäume, Vitalität, soziale Akzeptanz und Wahrnehmung der Bäume, Baumbewertung, Baumpflege, Straßenbaum-Management

1. Introduction

Urban Forestry is a fast developing research field. There are a lot of investigations in cities of the nemoral zone but mostly nothing in tropical cities or cities in arid zones. But especially in arid zones trees have a high importance for human health and liveability in cities. Besides park trees and trees on private ground street trees improve the climatic conditions for the urban population in arid cities most. These trees are at the same time often less maintained than other and mostly stressed by environmental influences and bad maintenance. On the other hand they are accessible and visible for all inhabitants and play an important role as aesthetic elements of their living space. Not very much is known how the population deals with these trees and how their relation to this important part of the urban forest in cities of the arid zone is.



Fig. 1: Location of the oasis and city of Mendoza/Argentina (scale 0 |-----| 100 km)

2. Methodology

The research area Mendoza/Argentina: The investigation was undertaken in the river oasis city Mendoza in Argentine. Mendoza is located in the Monte semi desert on the eastern slopes of the Andes in western central Argentina. Capital Mendoza, the main part of the agglomeration, has about 1 million inhabitants. It is

famous for its urban green and especially liveable because of its urban forest which extends over several parks and especially as street tree stock along all mayor streets as alleys giving shadow and improve the urban climate. The urban street tree forest of Gran Mendoza (about 400.000 trees) was planted between the beginning and the mid of 20th century and is now 50 - 100 years old. Its vitality degraded visible during the last decade (Iglesias 1998).



Fig. 2: Inner city street tree alley in Mendoza

The targets of the research are to characterize and evaluate the consistence of the urban street trees and to analyze the actual relation and perspective of the urban dwellers to their urban street tree stock.

For these investigations three urban structural units as test units (TU) had been selected. These three urban structural units represent different degrees of built-up densities, of densities of the urban street tree stock, of degrees of environmental stresses to the trees and different socio-economic conditions and functionality (city centre, inner city mixed commercial and residential area and middle class residential area). The units consist of 9, 11 and 15 blocks/ *manzanas* (together 35 *manzanas*), each about 1 – 2 ha and a street length of about 1 to 2 km per area.

The analysis of the conditions of urban street trees was undertaken by a structured visual interpretation of tree characteristics and environmental stresses at the tree sites. 175 of the total 1680 street trees had been selected (5 trees randomly per block/*manzana*) for detailed investigations. An extended set of data per tree had been registered, representing consistency, vitality, damages, site conditions, stresses (watering, air conditions, pruning, physical damages etc.).

For investigation of the relation of inhabitants to the street trees in their living surrounding a questioning was used. In all three urban structural units together 120 persons had been questioned (1.14% of the inhabitants of the investigated areas), all inhabitants of the selected areas. The target of the questioning was to define the level of acceptance for the trees in the neighbourhood, the sufficiency, responsibility and behaviour to these trees.

Table 1: Questioning in the three research areas

research area	inhabitants	distribution of population	number of questionnaires
TU 1	4,333	43.6 %	51
TU 2	2,535	24.9 %	30
TU 3	3,310	32.5 %	39
total	10,178	100.0 %	120

Source: I.N.D.E.C., Censo 2001

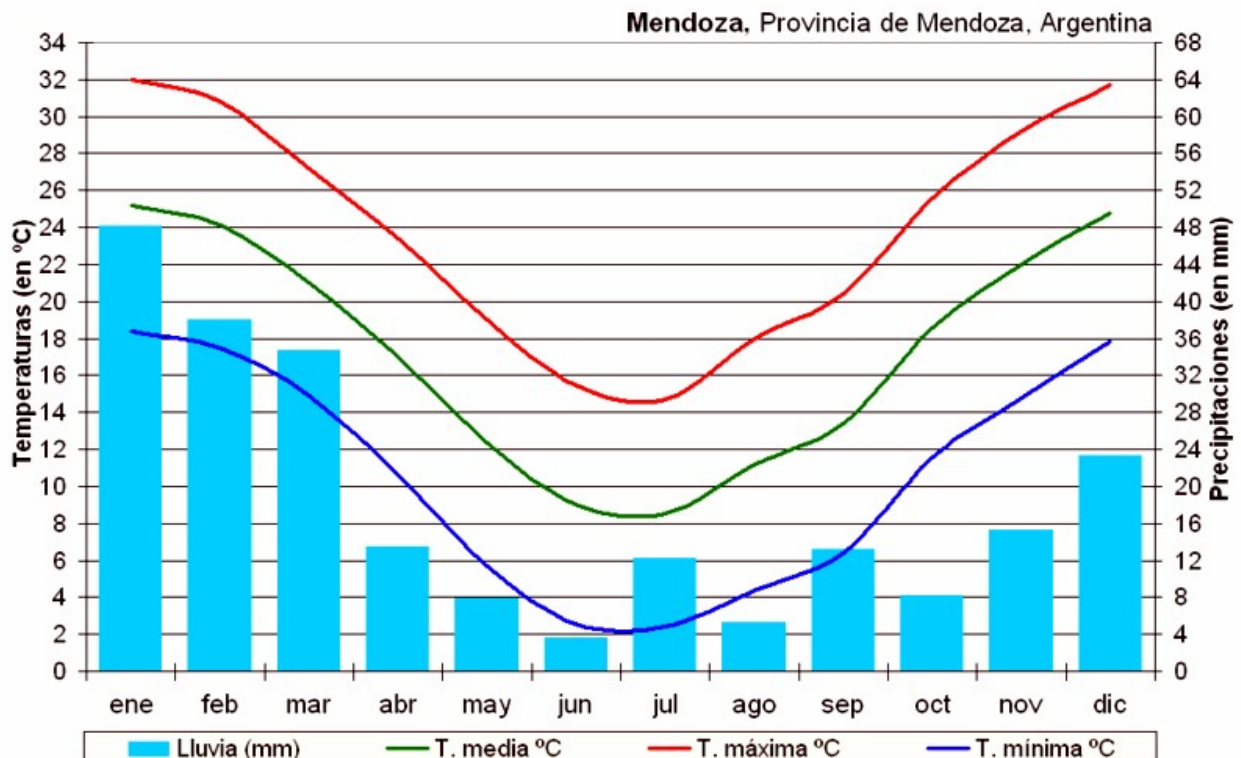


Fig. 3: Climate diagram of Mendoza

Legend: columns: precipitation, lower curve: annual minimal temperature, middle curve: annual average temperature, upper curve: annual maximal temperature (Wikimedia 2007)

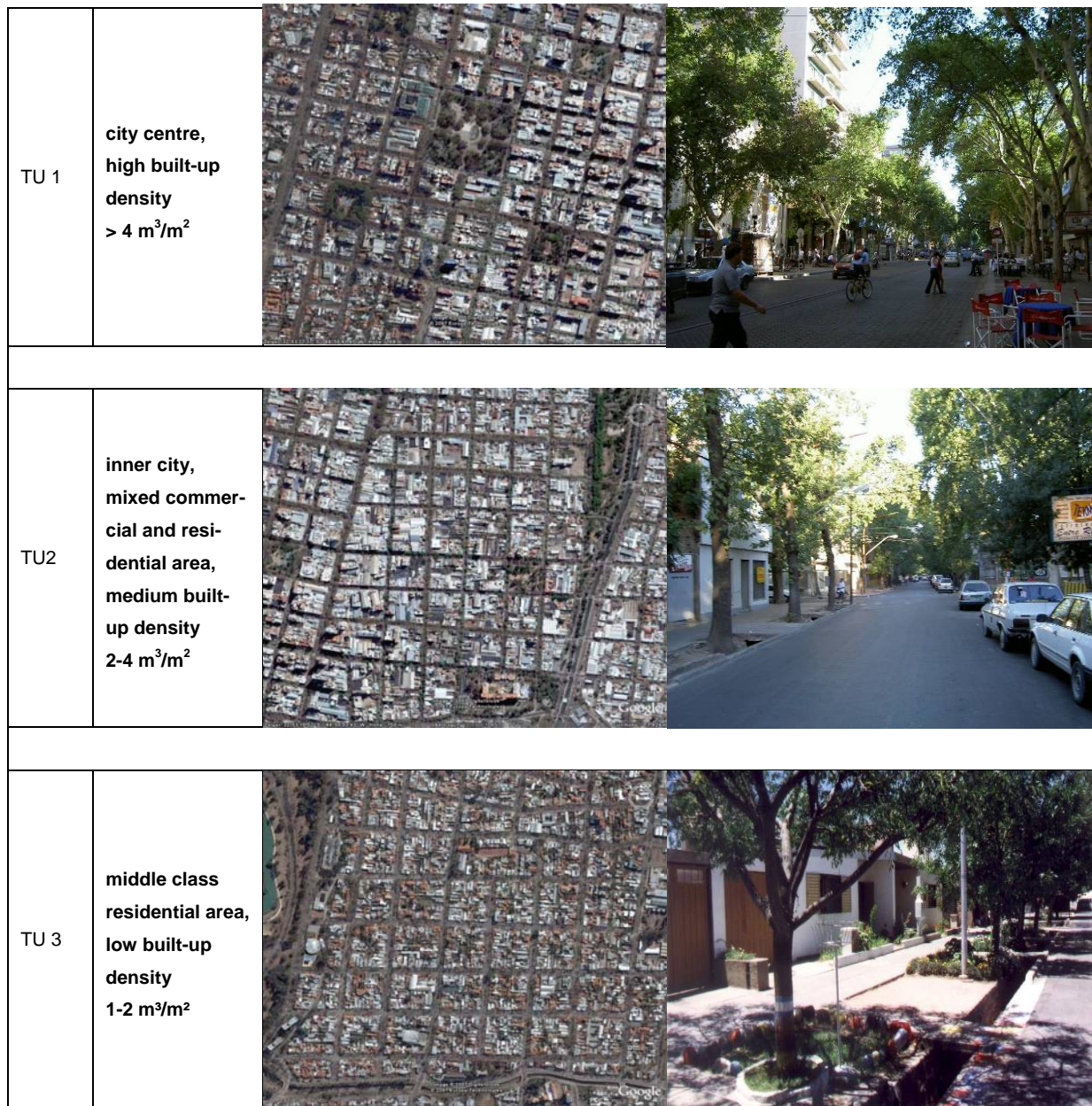


Fig. 4: Test units in Mendoza, Source: google/earth 2007, photos: Breuste 2004, Strasser 2005

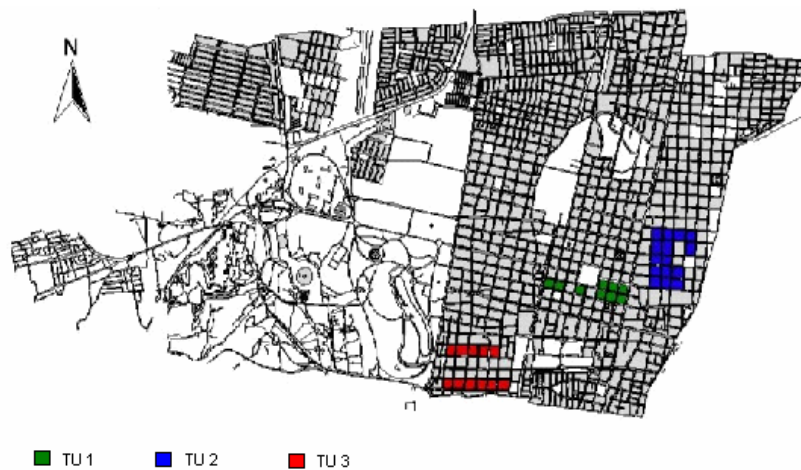


Fig. 5: Location of TUs in Mendoza Central

3. Results

Street tree forest composition: The 48.000 street trees of Capital Mendoza consist of 75 species of which 5 species represent 86% (*Morus alba* sp., *Fraxinus excelsior*, *Fraxinus americana*, *Platanus acerifolia*, *Melia azedarach*). All these species are non-native exotics. No single tree species used as street tree in Mendoza is native and no from South America! 50% of the trees come from Asia, 26% from Europe and 10% from North America (Carrieri 2004).

Maintenance: The average trees are 50 years old, in some streets also elder than 80 years old (Carrieri 2004). 73% are in a mature status or

even overaged. The urban street tree stock is by this naturally degrading but mostly without replanting.

Municipality (Dirección de Paseos Públicos – Departamento de Arbolado Urbano) is responsible for the public tree stock but too less equipped to handle this task properly (personnel, infrastructure, equipment and financing). Many tasks are outsourced to low paid firms with low knowledge. A tree register exists since 1987. A digitalization of tree data started in 1995 but is still unfinished.

The street tree stock is very different and can be structured by using density of canopy layer and age structure by 4 main classes (s. Fig. 7).

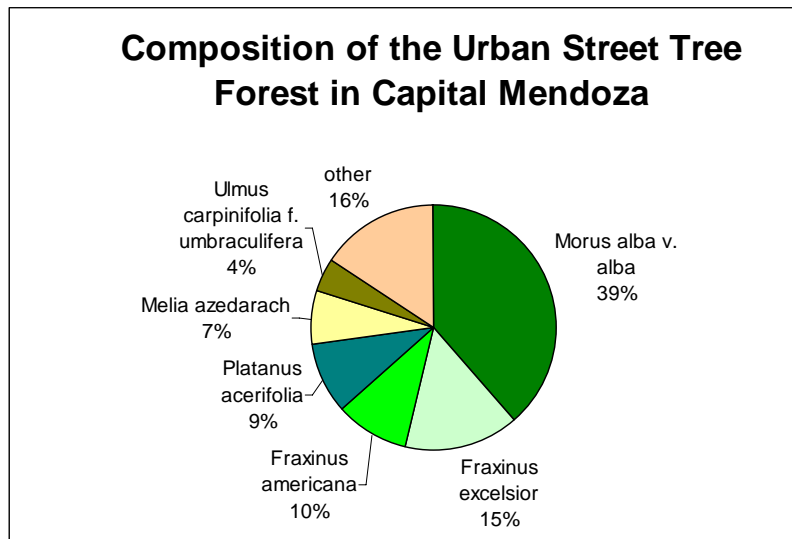


Fig. 6: Composition of urban street tree forest in Mendoza
Source: Source: Municipalidad de la Capital, Mendoza; Diario Los Andes 2000, in Carrieri 2004, S. 2

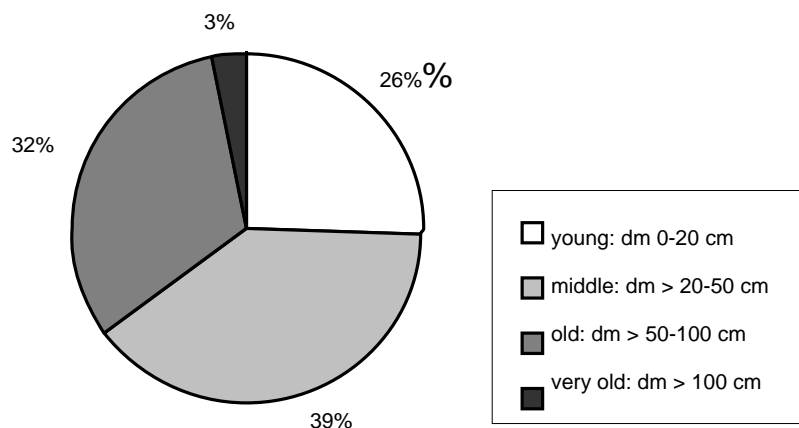


Fig. 7: Age structure of urban street trees

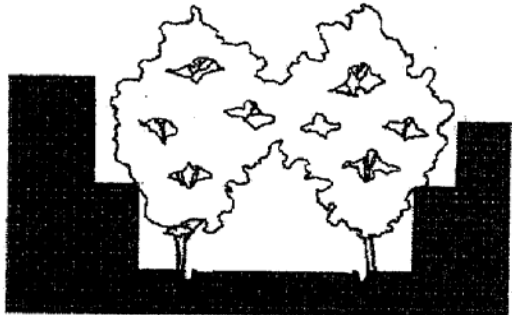
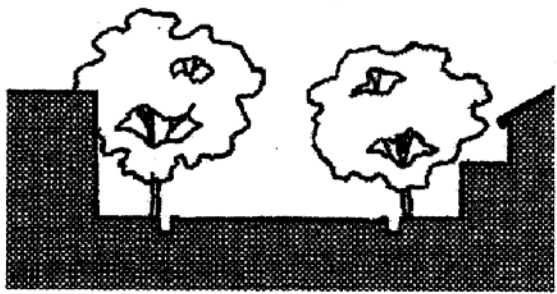
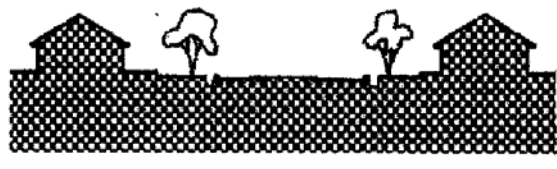

	<p>Dense urban tree stock full-size dense trees system, planted in tight rows</p>
	<p>Medium density urban tree stock mid-size / young trees, medium density spatial distribution</p>
	<p>Scarce urban tree stock young, small, aging and/or deteriorated trees by pruning or hostile environment</p>
	<p>Very scarce or non-existent urban tree stock very young/thin species irregularly planted, treeless areas</p>

Fig. 8: Urban tree stock classes in Mendoza

The irrigation system is essential for the trees. The precipitation rate is only 232 mm/year with rain on 53 days (Endlicher 1998). The trees are irrigated for 100 years by a system of mostly open water channels (*acequias*) along the streets linked with the andine mountain river Mendoza. The actual irrigation system is not any more sufficient and contributes very much to the degradation of the tree stock. Since 1998 a new idea of individual irrigation for every separate tree by tubes is in development (until now only 1600 implemented!).

The depth of the *acequias* is about 80 cm. The broadness is between 80 cm and 100 cm, up to 150 cm. The vertical percolation areas are ideal 80 x 80 cm, the horizontal percolation areas are ideal 100 x 20 cm). The planting depth is about 40 cm, new about 70-80 cm). The location of water table is about (ideal) 60 cm. These necessary conditions of street are mostly nowhere reached. It is possible to determine 3 types of *acequias* (s. Tab. 2).

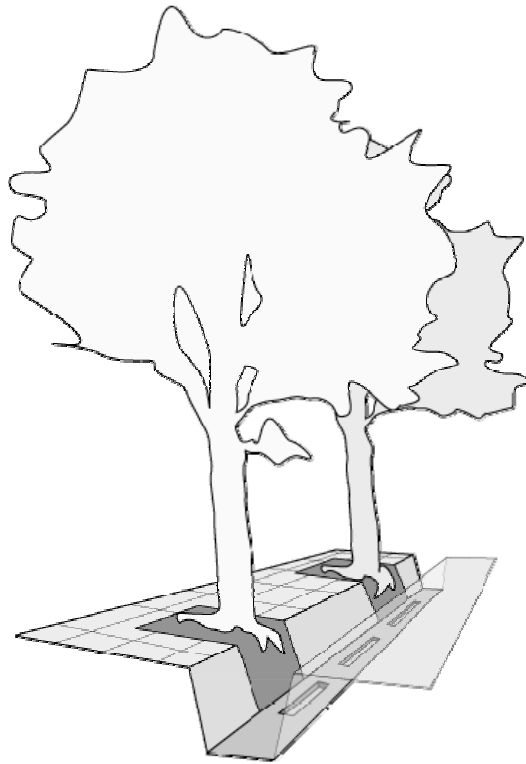


Fig. 9: Irrigation system of mostly open water channels (*acequias*) in Mendoza (drawing Strasser 2005)

Tree vitality: Between 25 and 45% of the tree stock is in different way damaged. There are clear differences between the 3 research areas: As lesser the building density and stresses as better the tree vitality. The most damaging factors are: to small spaces at the tree site (63%), no evaporation reduction by plant covers on tree sites (80%), damaging pruning and maintenance (49%) (Most damaged trees are located in the city centre), insufficient irrigation by insufficient permeability of the *acequias* (67%) – especially bad conditions by “clean sealing” in the residential area, 67 – 73% of the channels are polluted. The trees are in a high degree (more than 60%) damaged by air pollution caused by traffic.

Most damaged trees are located in the city centre. It is visible: As the lower the building density and stress (by traffic) as better the tree vitality.

The dramatic bad vitality and conditions of trees are not mirrored by the responsible municipality. The municipality sees its tree stock as mostly good. When there is no recognition of the problem no reaction can be expected, even if the situation is dramatic!

Reflection of vitality problems by inhabitants: Acceptance of the urban street trees by the inhabitants: More than 54% of the questioned

Table 2: Types of *acequias* in Mendoza (photos Strasser 2005)

<p>Type 1: <i>Acequias</i> completely paved by concrete and/or stones – lowest water permeability, highest maintenance costs and more and more distributed, replacing other types</p>	
<p>Type 2: <i>Acequias</i> rough paved by boulders – high water permeability, high maintenance necessary, bad consistence</p>	
<p>Type 3: <i>Acequias</i> paved by concrete plates or stones but highly damaged – water permeability by cracks, breaks and holes</p>	

persons are concerned about the trees, especially in a high degree in the mixed area. Damages by tree roots are only minor, but more registered in the city centre as problem. Only a minority (less than 10%) supports the necessary enlargement of the tree sites. The improper pruning (which is in highest degree in the city centre) is more reflected in the residential area (Fig. 10). This shows there a closer relation and better observation of "their" trees. Between 20-30% wish a better irrigation which reflects the real problem. The pollution of the *acequias* is also in the residential area more reflected than real in comparison to the two other areas where the degree of pollution is much higher. 93% recognize the real highest degree of damages by air pollution in the mixed used are. A clear visible number of people is willing to support the tree maintenance (Fig. 11).

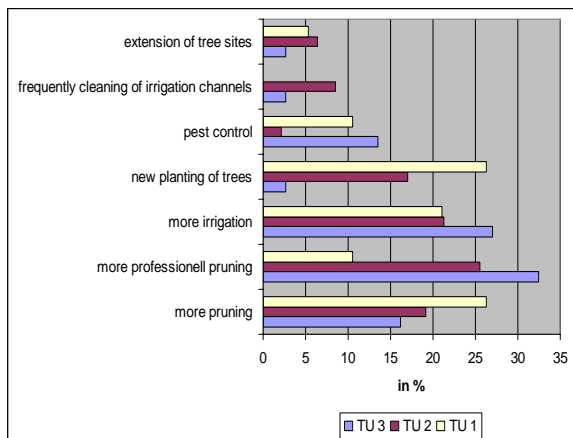


Fig. 10: Reflection on realized services by street trees

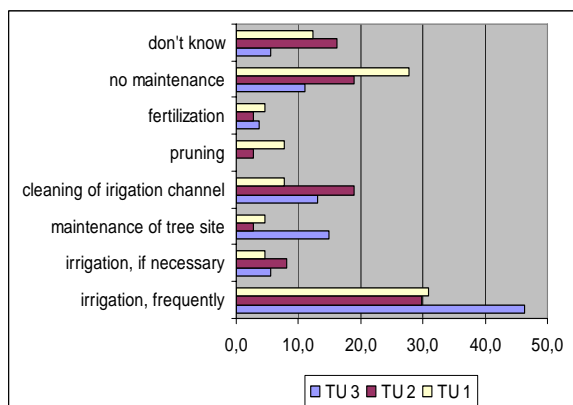


Fig. 11: Reflection on individual maintenance

Acceptance of the street tree forest: 20% of all questioned persons like Mendoza because of the green and trees! 66% valued the improvement of the climate by trees. For 42% it is a symbol of live and nature (34% especially underline tat without the trees it would be a desert). Only a minority see dangers by these trees (mostly allergies and braking branches.

90% don't see any problems (which exists in reality) with parking cars! (Fig. 12).

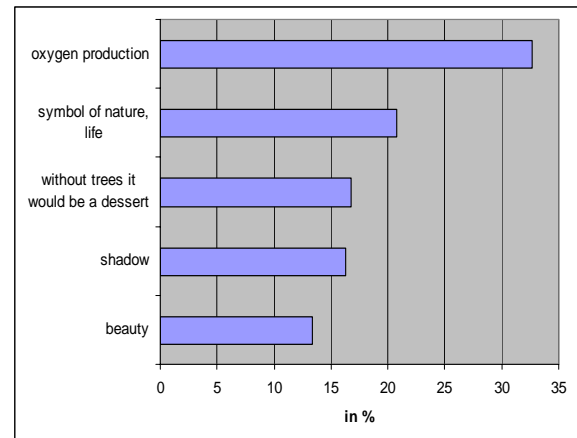


Fig. 12: Expected improvements (all three TU)

More than 54% of the questioned are concerned about the trees, especially in the mixed built-up area. Only a minority of people (less than 10%) support the really necessary enlargement of the tree sites. The improper pruning (which is highest in the city centre) is much more than real expressed as a problem in the residential areas.

This shows a closer relation to trees in residential neighbourhood, mirrored also in a more problematic view on the trees than it is real. Between 20-30% want a better irrigation system which reflects the real problem quit good.

The pollution of the *acequias* is in the residential area more perceived than real in comparison to the two other areas where the degree of pollution is much higher.

93% of people recognize the high levels of tree damages by air pollution in the mixed used area.

4. Discussion and recommendations

The urban street tree forest is a fragile part of the urban green, an important value of the oasis town Mendoza. Its degradation is visible and measurable. The reasons for this are insufficient maintenance and attention in daily urban live. The given improvement of climate and beautification is understood und accepted but not linked to sufficient dealing to secure the tree stock for the future. This is in the administration the same as among the inhabitants. The problem is the neglect in comparison of the valued values of the trees!

A much better planning and maintenance by the responsible municipality is strongly needed. This is: replanting, aged mixed tree stock, improvement of irrigation, professional,

not damaging pruning, constant monitoring and information.

The only under the semi-arid conditions distributed tree (also a neophyte coming from Egypt via Spain) is the Algarrobo (*Ceratonia siliqua*). While all as street trees planted trees needs much water, this tree would grow with very less water under natural conditions of the oasis, but is not used as street tree.

The environmental education of the urban population is still too low and often doesn't include the relation between resource use (as e. g. water and use of cars) and environment (Labitzke & Werner 2000).

The differences between the 3 research areas are clear caused by the different intensity of land use and stresses. They are also clear reflected by the inhabitants. In the residential area exists a higher sensibility for urban trees and their problems. This is explained by a closer relation to the trees which are more related to the living space of the inhabitants.

Acknowledgements

The author thanks the L.A.H.V. (Laboratorio de Ambiente Humano y Vivienda) in the Centro Regional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CRYCIT) in Mendoza for support and cooperation during the last decade. The practical investigations were very much supported by Gund Strasser, diploma student of the Salzburg University (S. Strasser 2005).

References

- Carrieri, S. A. (2004). La problemática del arbolado urbano en Mendoza. Cátedra de Espacios Verdes, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad de Cuyo, Mendoza, chapter. 6, pp. 1-8.
- Endlicher, W. (1998). Stadtklima und Luft-hygiene argentinischer Andenrandstädte. Tübinger Geographische Studien 119, p. 325-352 = Tübinger Beiträge zur Geographischen Lateinamerika-Forschung, vol. 15. Tübingen.
- I.N.D.E.C: Censo de población de Mendoza 2001. Mendoza
- Iglesias, R. (1998). Arbolado Público de la Ciudad de Mendoza: Una propuesta para su recuperación., Municipalidad de Mendoza. Mendoza.
- Labitzke, S. & Werner, J. (2000). Untersuchung zum Umweltbewusstsein und Verhalten der Bevölkerung von Mendoza/Argentinien. Report C.R.I.C.Y.T, Mendoza, UFZ Halle-Leipzig, University Leipzig.
- Municipalidad de la Capital, Mendoza; Diario Los Andes 2000. In Carrieri 2004, p. 2.

- Strasser (Cespedes), G. (2005). Zustand und Akzeptanz des Straßenbaumbestandes von Capital Mendoza. Argentinien. Dissertation, Salzburg University
- Wikimedia Foundation (2007): Wikimedia Commons. Climate Diagramms [http://commons.wikimedia.org/wiki/Image:Clima_Mendoza_\(Argentina\)](http://commons.wikimedia.org/wiki/Image:Clima_Mendoza_(Argentina)). (last visited August 28, 2008)

Anschrift

Jürgen H. Breuste
Urban and Landscape Ecology
University of Salzburg/Austria, Department
Geography and Geology
Hellbrunnerstrasse 34
A-5020 Salzburg/Austria
Tel: +43/(0)662/8044-5241, Fax:
+43/(0)662/8044-525
Email: juergen.breuste@sbg.ac.at

Urban lawns as sinks and sources of greenhouse gases - results of investigations in Denver (USA) and Halle (Germany)

Urbane Rasenflächen als Senken und Quellen von Treibhausgasen – Ergebnisse der Untersuchungen aus Denver (USA) und Halle (Deutschland)

MANFRED FRÜHAUF & THOMAS S. THIENELT

Summary

Urban lawns are an important component of American urban ecosystems, where they typically occur as monocultures in residential, recreational, and industrial settings. Between April and July of 2005, chamber flux measurements of CO₂, CH₄, and N₂O were carried out on urban lawns in Denver (USA) at 9 different locations. The greenhouse gas fluxes determined illustrate that emission and uptake rates may differ distinctly from natural and agricultural ecosystems. A land cover analysis using remote sensing data estimated that about 41.3 % of the investigation area was covered by urban lawns. This suggests a potentially significant impact of sprawling cities like Denver on regional biogeochemical cycles.

In contrast to sprawling Denver, Halle in former East Germany is characterized by a loss of population. The reconstruction of residential districts created new areas of open space, which may become important sources and sinks for greenhouse gases. But investigations show that areas cleared of buildings and impervious surfaces are of very different quality and that “new” urban soils are usually characterized by a very heterogeneous substratum, very low capacities for nutrient and water storage and signs of soil compaction. Thus, humus content and physical soil properties play a key role when evaluating the ecological qualities of these new urban soils. Future increases in C_{org}-contents as well as development of vegetation will enhance carbon sequestration in these areas substantially.

Urban ecosystems, urban lawns, greenhouse gas fluxes, chamber measurements, carbon dioxide, methane, nitrous oxide.

Zusammenfassung

Urbane Rasenflächen sind ein bedeutender Bestandteil amerikanischer Stadtökosysteme, wo sie häufig als Monokulturen in Wohn-, Industrie- und Naherholungsgebieten vorkommen. Zwischen April und Juli 2005 wurden in Denver an 9 verschiedenen Standorten Kammermessungen durchgeführt, um Gasfluxe von CO₂, CH₄ und N₂O zu bestimmen. Die ermittelten Gasfluxe verdeutlichen, dass sich Emissions- bzw. Immissionsraten von urbanen Rasenflächen zum Teil stark von natürlichen und agrarischen Ökosystemen unterscheiden. Eine Landnutzungsklassifikation unter Verwendung von Geofernerkundungsdaten kam zu dem Ergebnis, dass ca. 41.3. % des Untersuchungsgebiets von Rasenflächen bedeckt ist. Dies betont den potentiell grossen Einfluss wachsender Grossstädte wie Denver auf regionale biogeochemische Kreisläufe.

Im Gegensatz zu Denver ist Halle im Osten Deutschlands durch Bevölkerungsschwund während der letzten Jahre charakterisiert. Durch den Umbau von Wohngebieten wurden neue innerstädtische Freiflächen geschaffen, die möglicherweise wichtige Quellen und Senken für Treibhausgase darstellen. Erste Untersuchungen haben jedoch gezeigt, dass die entsiegelten Gebiete von sehr unterschiedlicher Qualität sind. Die „neuen“ urbanen Böden sind häufig durch ein sehr heterogenes Substratum, niedrige Nährstoff- und Wasserspeicherkapazitäten und Anzeichen von Bodenverdichtung gekennzeichnet. Folglich sind der Humusgehalt sowie die physikalischen Bodeneigenschaften von enormer Bedeutung für das ökologische Potenzial der neuen urbanen Böden. Zukünftige Zunahmen im C_{org}-Gehalt sowie die Entwicklung der Vegetation werden die Kohlenstoffsenkenfunktion dieser Gebieten deutlich verbessern.

Urbane Ökosysteme, urbane Rasenflächen, Treibhausgasfluxe, Kammermessungen, CO₂, CH₄, N₂O.

1. Introduction

Urban settlements cover an estimated 1 - 3 % of Earth's land surface and comprise more than 50 % of the global population (Shepherd & Jin, 2004; United Nations, 2004; Earth Institute at Columbia University, 2005). Furthermore, approximately 80 % of all resources are utilized in urban ecosystems, where 78 – 97 % of anthropogenic carbon emissions originate (Svirejeva-Hopkins & Schellnhuber, 2005).

The Denver metropolitan area has been, and continues to be, one of the fastest growing urban areas in the United States. Between 1990 and 2000, Denver's population increased by 18.6 % and surrounding suburbs experienced similar growth rates (U.S. Census, 2006).

Thus, urban ecosystems cover only a relatively small fraction of the global land surface, but they are expanding rapidly and due to the intensity of anthropogenic activities increasingly influence biogeochemical cycles and other ecosystems. This also holds true for biological sources and sinks of greenhouse gases, e.g. soils, which are modified by the process of urbanization.

Most research on greenhouse gas fluxes has focused on natural and agricultural ecosystems. One reason for this is the heterogeneity of urban ecosystems, which has made it difficult to investigate basic ecosystem functions (Pickett et al., 2001). But greenhouse gas budgets that exclude urban areas could be missing important sinks and sources necessary for accurate biogeochemical modeling (Kaye et al., 2004).

Urban lawns are an important component of the urban environment. They are ubiquitous in American urban ecosystems, where they typically occur as monocultures in residential, recreational, and industrial settings. Recent estimates found urban lawns to be the largest irrigated crop of the United States (Milesi et al., 2005). Thus, the quantification of greenhouse gas fluxes from urban lawns and the investigation of influencing parameters are of great importance to our understanding of urban ecosystems in the context of climate change.

In contrast to the process of "urban sprawl" in the US, some countries are characterized by "shrinking cities" including the region of

former East Germany. Between 1990 and 2000 some cities have lost more than 20 % of their population, e.g. the city of Halle (Statistisches Landesamt Sachsen-Anhalt, 2006). As a result of large-scale reconstruction programs residential districts have been partly replaced by open space, thereby creating (new) urban soils that are possibly important sources and sinks for greenhouse gases. Studies of the impact of these "new" urban soils on biogeochemical cycles need to start by analyzing land use changes and open space development in these regions since 1990, the year of Germany's reunification and the beginning of drastic socio-economic changes. At the same time, investigations of soil development and soil properties are necessary to determine parameters influencing biogeochemical processes.

2. Methods

2.1. Flux measurements in Denver

Between April and July of 2005, flux measurements of CO₂, CH₄, and N₂O were carried out at 9 different locations in the investigation area, which covered about 80 km² of the southwest portion of metropolitan Denver (Thienelt, 2007). Each location contained between 2 and 8 measurement sites, which were scheduled to be visited at intervals of 2-3 weeks. The majority of sites were located in public parks, but athletic fields, a school, a golf course and a cemetery were also among the selected locations.

Gas samples for CH₄ and N₂O flux measurements were obtained using 6-liter Plexiglas chambers. The chambers were placed on the lawn surface for a total of 30 minutes. Glass, gas-tight syringes (10-ml) were used to extract gas samples from the chamber headspace, which were analyzed within 24 hours of withdrawal utilizing gas chromatography.

Net CO₂ flux (the sum of soil respiration and photosynthesis) was measured using a 6-liter chamber. The air circulated in a closed loop between the chamber and an IRGA (LI-COR, LI-6200). Using this setup, the change in concentration of CO₂ within the chamber was measured over a 3-minute interval.

Accompanying the chamber work were measurements of soil moisture and temperature, grass cover (type and density), wind conditions, and cloud cover. Soil mois-

ture was determined using time-domain-reflectometry (TDR Trace, Soil Moisture Equipment Incorp.). Soil temperature was measured at a 5 cm soil depth using a Pt resistance probe.

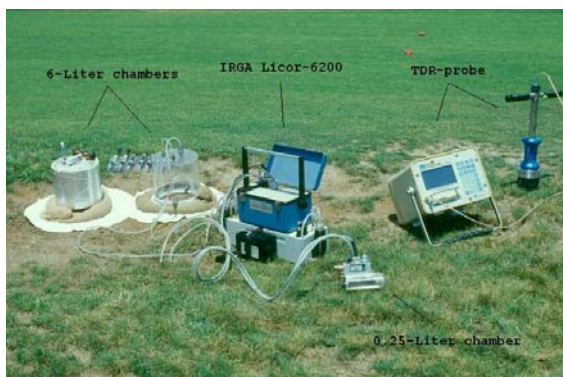


Fig. 2-1: Instrument setup during soil gas measurements

2.2. Remote sensing data analysis (Denver)

Remote sensing data consisted of a mosaic of merged, true-color, aerial images of the Denver investigation area, dating from April of 2004 (Fig. 3-4). This data was used to estimate the total area of urban lawns within the investigation area. Analysis of the remote sensing data was carried out using "Erdas Imagine 8.7" software and employing an unsupervised classification (100 classes).

2.3. Investigations of land use change and soil forming processes in Halle / Germany

In contrast to the process of urban sprawl, i.e. the rapid spatial expansion of urban settlements typical of many urban areas around the world, cities in former East Germany display just the opposite tendency. A drastic demographic change has left its mark especially on city districts constructed during socialist times. Heavy population losses, primarily in monotonous high-rise buildings, lead to an ever increasing number of vacant apartments, as the example of Halle's district "Silberhöhe" shows (Tab. 2-1).

Tab. 2-1: Population and apartment statistics of Halle-Silberhöhe (Stadt Halle, 2005 – Wohnungsmarktberichte 2001-2003)

District Silberhöhe	1990	2001	2002	2003
Residents	39 000	19 917	18 234	17 461
Change compared to 1990	0	- 48.9 %	- 53.3 %	- 55.2 %
Change compared to entire city	0	- 21.9 %	- 23.1 %	- 23.1 %
Apartments	15 247	13 699	13 185	12 362
Vacant apartments	-	4 110	4 932	4 032
%	< 5 %	28 %	37 %	32.6 %
% of entire city	< 10 %	17.6 %	19.8 %	19.8 %

East German counties and cities have reacted to these developments by clearing large tracts of apartment buildings and redeveloping these newly created areas of open space.

In the context of a diploma thesis changes in land use and development of soils and their ecological properties since 1990 were investigated in an apartment complex of Halle's district "Silberhöhe". One of the main goals was to estimate the potential of newly created areas of open space as carbon sinks as well as for a future use as forests. This was accomplished by carrying out various field and laboratory measurements and mappings of the investigated area.

3. Results and Discussion

3.1. Greenhouse gas fluxes in Denver

Nitrous oxide

N₂O fluxes in April and May were variable. Six out of ten fluxes during this time were negative, suggesting an uptake of N₂O. Starting in June, emissions grew stronger and reached the overall maximum of 41.1 µg N₂O-N*m⁻²*h⁻¹. Negative fluxes continued to occur throughout the investigated time frame (Fig. 3-1). The mean flux for all sites sampled was 7.6 µg N₂O-N*m⁻²*h⁻¹, indicating

that urban lawns on average acted as a source of N₂O.

Kaye et al.(2004) studied gas fluxes from urban lawns in Ft. Collins, CO, and found strong peak emissions following spring thaw and fertilization, exceeding 100 and 500 µg N₂O-N*m⁻²*h⁻¹, respectively. In general, emissions larger than 10 µg N₂O-N*m⁻²*h⁻¹ are reported throughout the year of investigation. In comparison, maximum fluxes observed during this study did not exceed 41.1 µg N₂O-N*m⁻²*h⁻¹, whereas mean flux was 7.6 µg N₂O-N*m⁻²*h⁻¹.

Fluxes obtained from shortgrass steppes, wheat and corn ecosystems are of special interest, because these ecosystems are most likely to be replaced by sprawling Denver, i.e. urban lawns.

Mosier et al.(1996) measured mean fluxes from unfertilized plots in the Colorado shortgrass steppes ranging from 1.3 to 2.5 µg N₂O-N*m⁻²*h⁻¹, whereas fertilized plots ranged from 1.9 to 3.0 µg N₂O-N*m⁻²*h⁻¹.

Another study found that native shortgrass steppes and wheat ecosystems had mean fluxes smaller than 4 µg N₂O-N*m⁻²*h⁻¹, with maximum emission peaks of 15 and 19 µg N₂O-N*m⁻²*h⁻¹ in winter, coinciding with snow-

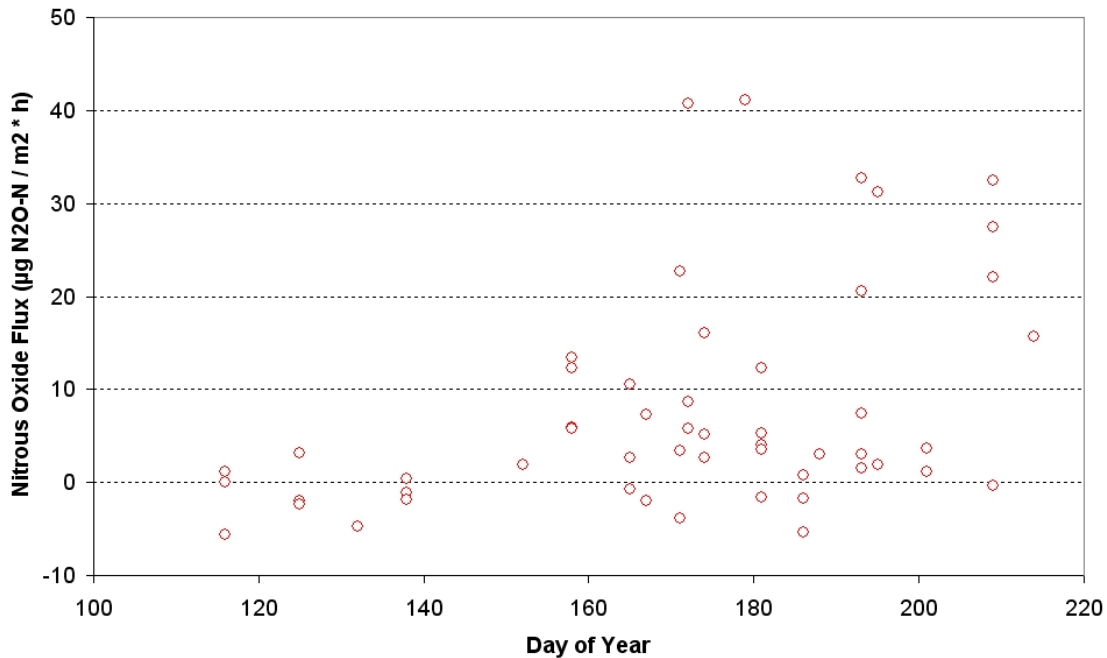


Fig. 3-1: N₂O fluxes (µg N₂O-N/m²*h) from urban lawns

melt and freeze-thaw events. Corn ecosystems displayed maximum emissions of 190 and 350 $\mu\text{g N}_2\text{O-N}^*\text{m}^{-2}*\text{h}^{-1}$ following spring fertilization and the start of irrigation, but outside the corn-growing season mean fluxes stayed below 10 $\mu\text{g N}_2\text{O-N}^*\text{m}^{-2}*\text{h}^{-1}$ (Kaye et al., 2004).

In comparison to the results presented by Kaye et al.(2004), N_2O fluxes for urban lawns in Denver were smaller with regard to average flux and peak emissions. However, urban lawns exceeded average emissions from wheat ecosystems (Kaye et al., 2004) and Colorado shortgrass steppes (Mosier et al., 1996) by at least 90 and 150 %, respectively. In addition, urban lawns compared to corn ecosystems in emission strength, except for peak fluxes (Kaye et al., 2004). This finding seems most significant considering that urban lawns were found to be the largest irrigated crop of the U.S. (Milesi et al., 2005).

Analysis of N_2O fluxes revealed a statistically significant relation between soil temperature and N_2O fluxes. Nitrification and denitrification, the processes responsible for N_2O production, display increased process rates with increases in soil temperature. Correlations between emissions of N_2O and soil temperature have been shown for many soils in temperate ecosystems, but only when other important parameters, such as soil moisture and mineral N, were not limited (Skiba et al., 1998; Skiba & Smith, 2000; Machefert et al., 2002).

Various studies emphasize the importance of soil moisture as a strong influential parameter. Anderson & Levine (1987), for example, stated that emissions of N_2O increased noticeably as soil moisture approached or exceeded field capacity of the studied soils, suggesting that denitrification was mainly responsible for emissions. The fact that fluxes of this study showed no clear relation to soil moisture may be due to a time delay between production and emission. N_2O displays good solubility in water and therefore might be stored for a longer time in the soil (Glatzel, 1999). Jørgensen et al.(1997) found that peaks of N_2O followed rainfall events and when soils were re-wetted after dry periods. They argued that infiltrating water created the low oxygen environment in soils required for the production of N_2O . Glatzel (1999) confirmed the impor-

tance of soil moisture as a controlling parameter for emissions in grasslands, but also observed that rising summer soil temperatures favored N_2O emissions. As these findings suggest, emissions of N_2O due to the re-wetting of dried soils and increased soil temperatures might serve as an explanation for stronger emissions in June, following the dry period of May and the onset of irrigation.

A secondary controlling parameter of N_2O emissions may be nitrogen availability, which influences nitrification and denitrification. Brumme et al.(1999) found that fertilizer application on the sites studied seemed to generate pulses of emissions but showed no long-term effects. Delayed emission responses of a few weeks after fertilization were observed by Skiba et al.(1996). Additionally, the time of application seems to influence annual fluxes. Increased annual N_2O fluxes occurred when fertilizer was applied during warmer months (Machefert et al., 2002).

Negative fluxes, suggesting an uptake of N_2O , were small and were occasionally encountered throughout the investigation period. They may be an artifact of methodology (since concentration change with time was small) or chamber design. However, uptake of N_2O was also reported in various other studies. Glatzel (1999) measured maximum uptake rates in grasslands in excess of 100 $\mu\text{g N}_2\text{O-N}^*\text{m}^{-2}*\text{h}^{-1}$, which is an enormous increase compared to the maximum uptake of 5.6 $\mu\text{g N}_2\text{O-N}^*\text{m}^{-2}*\text{h}^{-1}$ observed during this study.

Methane

CH_4 fluxes in April and May were all but on one occasion negative, thus, urban soils were mainly characterized by an uptake of CH_4 . Starting in June until the end of field measurements, flux values showed increased variability, i.e. emission and uptake of CH_4 by urban soils were observed (Fig. 3-2). Maximum uptake occurred in early June (-32.5 $\mu\text{g CH}_4\text{-C}^*\text{m}^{-2}*\text{h}^{-1}$), whereas maximum emission took place in early July (30.4 $\mu\text{g CH}_4\text{-C}^*\text{m}^{-2}*\text{h}^{-1}$). The mean flux of CH_4 for all sites sampled was -1.6 $\mu\text{g CH}_4\text{-C}^*\text{m}^{-2}*\text{h}^{-1}$, suggesting that, on average, urban soils functioned as sinks for CH_4 .

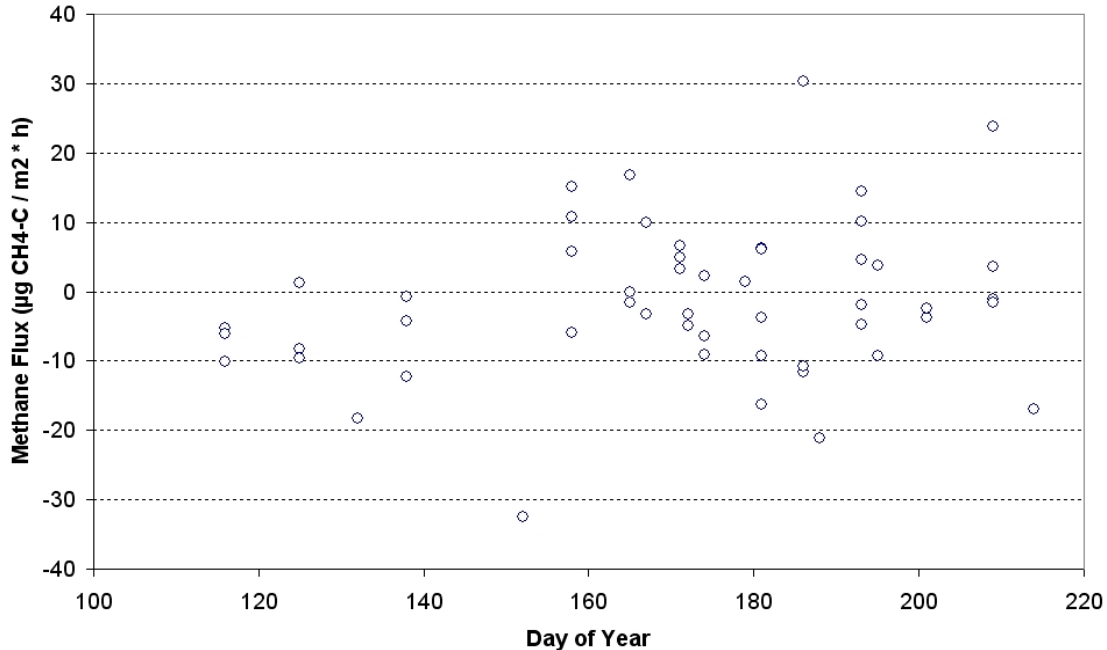


Fig. 3-2: CH₄ fluxes (µg CH₄-C/m²*h) from urban lawns

Measurements by Kaye et al. (2004) found CH₄ fluxes for urban lawns to be negative throughout the investigation, with a mean flux of about -20 µg CH₄-C*m⁻²*h⁻¹. In this study, mean flux was comparatively low at -1.6 µg CH₄-C*m⁻²*h⁻¹. However, fluxes ranged from -32.5 µg CH₄-C*m⁻²*h⁻¹ to 30.4 µg CH₄-C*m⁻²*h⁻¹. About 40 % of fluxes measured were positive, i.e. net emissions. The average uptake of CH₄ was -8.1 µg CH₄-C*m⁻²*h⁻¹ and therefore more than 50 % lower in comparison to results presented by Kaye et al. (2004).

Unfertilized plots of Colorado shortgrass steppes showed mean CH₄ fluxes ranging from -20 to -40 µg CH₄-C*m⁻²*h⁻¹, whereas the mean flux for fertilized plots was -20 µg CH₄-C*m⁻²*h⁻¹ (Mosier et al., 1996). Kaye et al. (2004) reported CH₄ fluxes between -25 and -45 µg CH₄-C*m⁻²*h⁻¹ for Colorado shortgrass steppe ecosystems, whereas wheat ecosystems showed about 50 % of this uptake rate. The uptake in corn ecosystems did typically not exceed -20 µg CH₄-C*m⁻²*h⁻¹.

Compared to the results presented by Kaye et al. (2004) and Mosier et al. (1996) for Colorado shortgrass steppes, uptake rates for urban soils are reduced by as much as 80%. Agricultural ecosystems of wheat and corn exceeded urban soils in CH₄ uptake as well.

Moreover, urban soils proved to be sources of CH₄ in 4 out of 10 measurements. Again, this finding seems most relevant considering the spatial extent of urban lawns in the U.S.

Analysis of CH₄ fluxes showed a statistically significant relation to soil moisture. This seems to confirm the importance of this parameter for CH₄ flux. Soils, low in moisture, provide the right environment for CH₄ oxidation, whereas soils with higher water content provide more anaerobic niches required by CH₄-producing microbes. Furthermore, increased water content in soils dramatically decreases diffusion of oxygen.

Mosier et al. (1997) did not report emissions of CH₄ for Colorado shortgrass steppes, but noted that CH₄ uptake typically decreased with increases in soil moisture. Crill (1991) reported that no statistically significant correlation between soil moisture and CH₄ uptake was observed, but that results indicated that moisture did affect uptake rates during at least part of the year. Strong correlations between soil moisture and CH₄ flux may be hard to determine due to the heterogeneity of soils. Conditions promoting CH₄ oxidation as well as CH₄ production can exist in relatively close proximity within soils. Glatzel (1999) observed that the 3 maxima of uptake and emission of CH₄ took place within the same interval of soil water content

(WFPS 68-75 %), concluding that CH₄ emissions did not require anaerobic conditions throughout the entire volume of soil. This could serve as a possible explanation for CH₄ fluxes observed during this study, where emissions and uptake of comparable strength occurred at similar soil moisture values.

Carbon dioxide

The majority of net CO₂ fluxes (86 %, n=87) during the investigation period was negative, establishing the sampled urban lawns as a sink for CO₂ (Fig. 3-3). The mean flux of all sites sampled was -132.6 mg CO₂-C*m⁻²*h⁻¹. Positive fluxes repeatedly occurred in late June and during the remaining investigation period. Maximum values for CO₂ uptake reached -498.2 mg CO₂-C*m⁻²*h⁻¹ in late June, whereas emissions reached a maximum of 271.8 mg CO₂-C*m⁻²*h⁻¹ in mid-July.

Kim et al.(1992) found mean fluxes for grassland ecosystems in Kansas of -52 mg CO₂-C*m⁻²*h⁻¹ (May-Oct) and -47 mg CO₂-C*m⁻²*h⁻¹ (Jun-Aug), whereas fluxes ranged from 113 to -250 mg CO₂-C*m⁻²*h⁻¹. Similar

values, again for grasslands in Kansas, were found by Ham & Knapp (1998). Mean flux was -29 mg CO₂-C*m⁻²*h⁻¹ (Aug-Nov), but values ranged from 137 to -236 mg CO₂-C*m⁻²*h⁻¹. Fluxes in agricultural ecosystems were measured by Baldocchi (1994). Mean flux for wheat ecosystems was -558 mg CO₂-C*m⁻²*h⁻¹ (Jun)(range: 196 to -1963 mg CO₂-C*m⁻²*h⁻¹) and for corn ecosystems -329 mg CO₂-C*m⁻²*h⁻¹ (Jun)(range: 196 to -1473 mg CO₂-C*m⁻²*h⁻¹).

Mean flux for this study of urban lawns was -132.6 mg CO₂-C*m⁻²*h⁻¹ (range: 271.8 to -498.2 mg CO₂-C*m⁻²*h⁻¹). In comparison to Kansas grass ecosystems, uptake of CO₂ was approximately 170 to 360 % stronger. Whether this holds true for Colorado short-grass steppes needs further investigation. The CO₂ uptake of wheat and corn ecosystems exceeded that of urban lawns by a factor of 4 and 2.5, respectively.

Statistical analysis of net CO₂ flux revealed no significant relation to the ancillary measurements of soil moisture, temperature or LAI over the environmental range of our

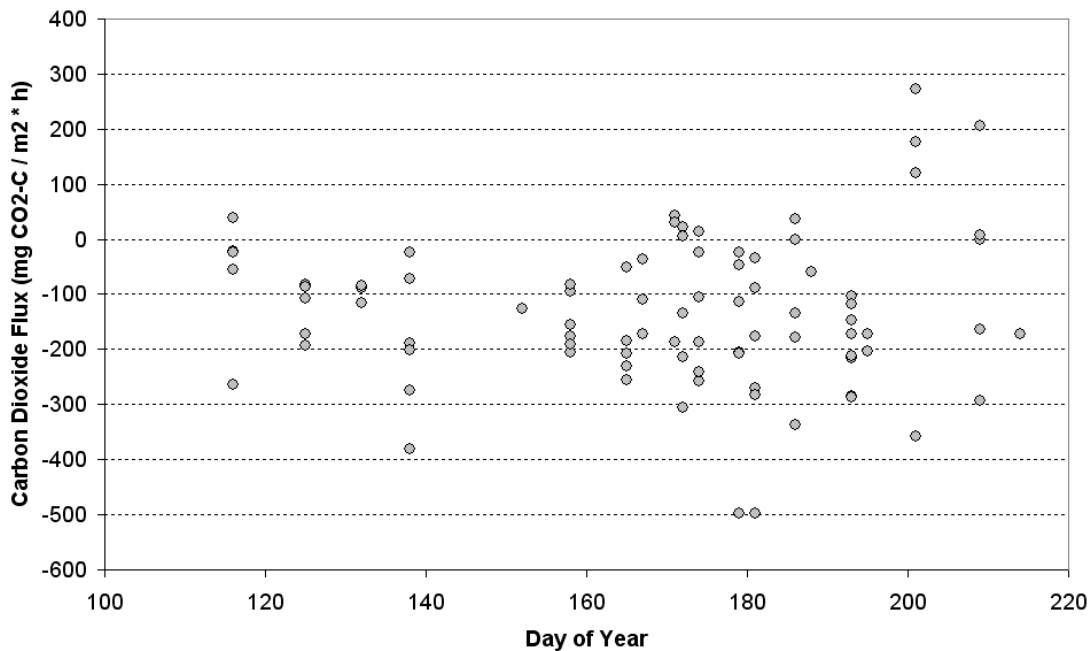


Fig. 3-3: Net CO₂ fluxes (mg CO₂-C/m²*h) from urban lawns

measurements. Glatzel (1999) found no correlation between net CO₂ flux and daytime soil moisture or temperature for unfertilized grassland plots and only weak correlations for fertilized plots. Kleber (1997) reported that changes in soil temperature and moisture in grassland soils led to increased soil respiration at one site, whereas no changes were detected at another site 100 m away. Hibbard et al. (2005) analyzed soil respiration data from temperate ecosystems and found soil temperature to be an important factor in predicting soil respiration across a wide range of sites within individual biomes. Furthermore, soil moisture improved correlations within sites, but not significantly. Kerner & Klopatek (2002) found that soil respiration increased at sites of urban land uses (i.e. grass lawns, golf courses, but not landfills) with increasing soil moisture, whereas soil temperature had no significant effect. These findings suggest that the complex interactions of parameters influencing the processes of photosynthesis and soil respiration require more sophisticated means of analysis in order to interpret the result of net CO₂ flux.

Results of remote sensing data analysis (Denver)

Land cover analysis using remote sensing data estimated total land surface of the investigation area to be 7825 hectares. About 3233 hectares (41.3 %) of this area were covered by grass, i.e. urban lawns (Fig. 3-4). This confirms the omnipresence of lawns in American urban ecosystems, even though this figure may be regarded as an upper limit due to the fact that areas not covered by infrastructure (housing/roads) or water were considered to be urban lawns during this analysis, causing a possible overestimation of total lawn area.

Nevertheless, in consideration of the continuing process of urban sprawl and the spatial extent of lawns within urban ecosystems, the measured fluxes illustrate the potential to significantly influence regional budgets of greenhouse gases. The level of impact de-

pends on the type of ecosystems replaced by urban land use (Kaye et al., 2004; Pataki et al., 2006).

N₂O emissions from soils are likely to double on a per-m²-basis if Colorado shortgrass steppe or wheat ecosystems are replaced, whereas only small changes in emissions can be expected from the conversion of corn ecosystems. Due to additional sources within urban ecosystems, e.g. energy and waste management, which can be expected to contribute notably, net N₂O emissions are likely to surpass emissions from any of the mentioned ecosystems surrounding Denver.

The potential for urban soils to function as sinks for CH₄ appears limited in comparison to wheat, corn or Colorado shortgrass ecosystems. In addition, urban soils in this study acted as sources of CH₄ during 40 % of all measurements. Despite the ability of urban soils to oxidize CH₄, it remains to be investigated how efficient this soil sink of CH₄ is in the presence of strong urban sources, such as landfills and wastewater treatment.

Similar to N₂O, the influence of urban sprawl on regional budgets of net CO₂ flux depends on the ecosystem replaced. In comparison to urban lawns, net uptake of CO₂ by Kansas grasslands (probably a close proxy to Colorado shortgrass steppes) was as much as 78 % less. In contrast, other agricultural ecosystems (wheat and corn) exceeded net uptake of urban lawns by up to a factor of 4. These figures illustrate, that either increases or decreases in sink strength for CO₂ could result from a conversion of ecosystems to urban use. Whether urban lawns can be considered as sinks of carbon within the urban ecosystem also depends on how much energy, i.e. fossil fuels, is spent managing these lawns. Nowak & Crane (2001) noted that fossil fuels used to maintain urban vegetation are likely to reverse net effects of sequestration into net emissions of carbon. This scenario seems likely for Denver, where urban lawns are usually kept in good condition by management practices including significant inputs of water and fertilizer.

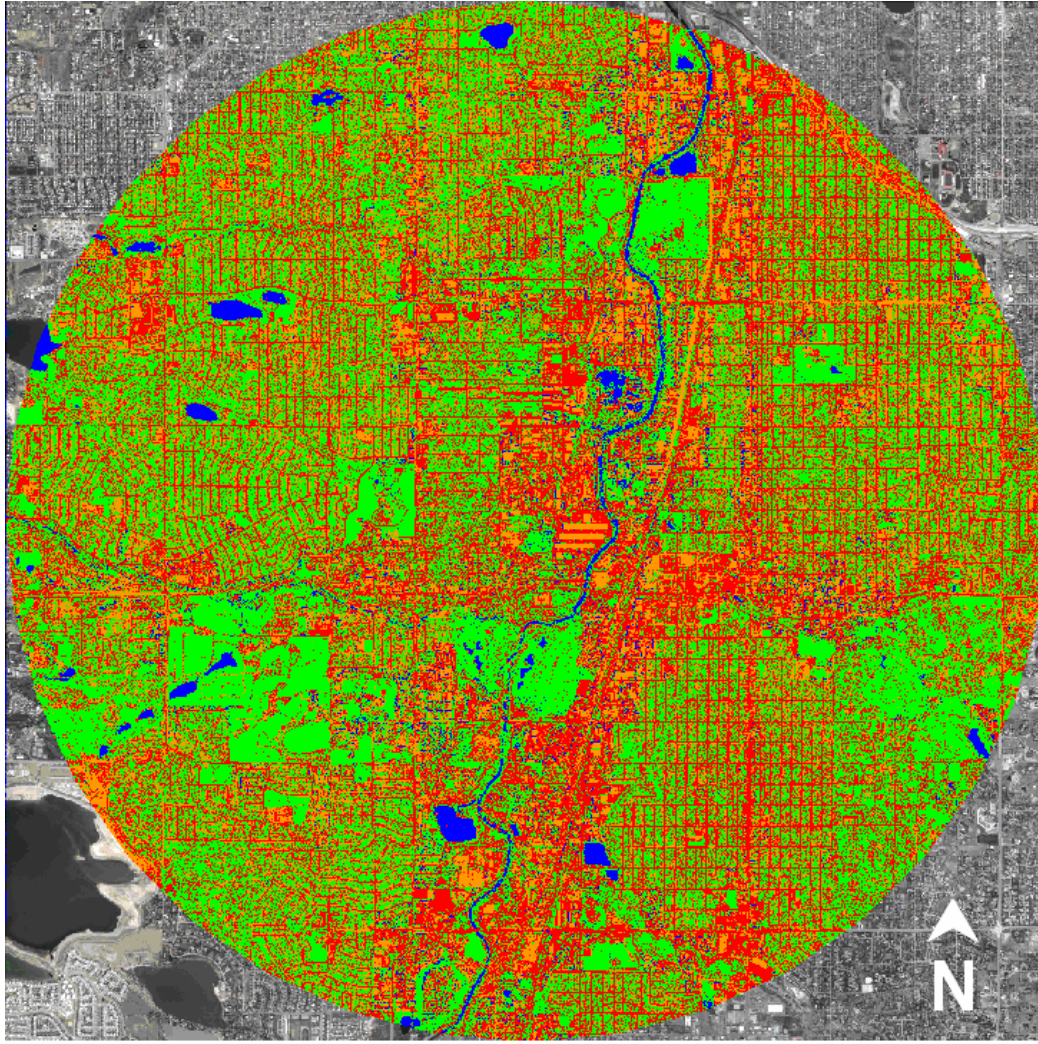


Fig. 3-4: Aerial image of the investigation area including results from an unsupervised classification. Green colors depict urban lawns, blue colors depict water, and red and orange colors depict roads and buildings. The image captures 10x10km.

3.2. Results of investigations of land use change and soil forming processes in Halle-Silberhöhe

Before construction began during the early 1980s, the area of today's district Silberhöhe was mainly characterized by agricultural land use. On a thin cover of loess or weathered layer of sandstone, Luvisols and Cambisols developed. C_{org} -contents of these soils ranged between 2.5 - 3 %, while A-horizons were 3 to 5 dm thick.

Political changes in 1989/90 were followed by strong decreases in population and, in consequence, the removal of apartment buildings, which has affected about 4 % of Halle's total apartments. In the district "Sil-

berhöhe" (total area 204 hectares) it is planned to remove more than 2000 apartments until 2015 and to develop a "Waldstadt" (forest city) on an area of 200 hectares. For this purpose first measures were taken, e.g. soil recultivation and planting of trees, but quality and objectives of these measures varied.

This study's investigation area is located in the southwest of the district Silberhöhe and encompasses an area of 6.4 hectares. Throughout the entire district, changes in population have brought about changes in land uses (Fig. 3-5) and have created conditions for new soil developments.

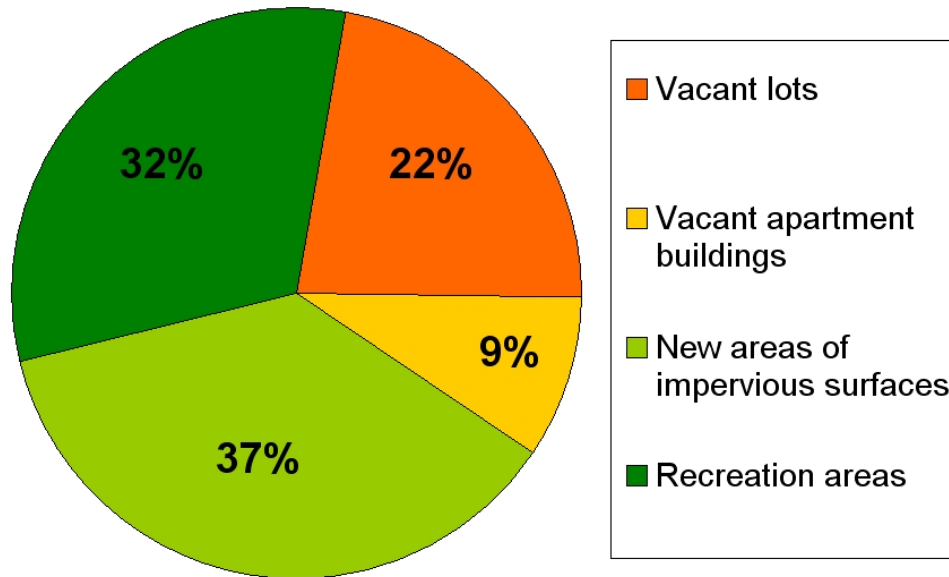


Fig. 3-5: Present land uses in the district "Silberhöhe" (modified; Rossner, 2007)

But the areas cleared of buildings and impervious surfaces are of very different quality and the "new" urban soils hardly compare to the pre-urban soil conditions (Fig. 3-6). C_{org} -contents of the shallow surface horizons are very low and reach only 8 – 20 % (15 - 17 t/ hectare) of pre-urban values.

Our investigations show, that some of these "new" urban soils are characterized by a very heterogeneous substratum, vertically as well as horizontally. The amount of rock fragments (of allochthone and autochthone origin) in surface horizons and covering soil surfaces varies considerably (Fig. 3-7).

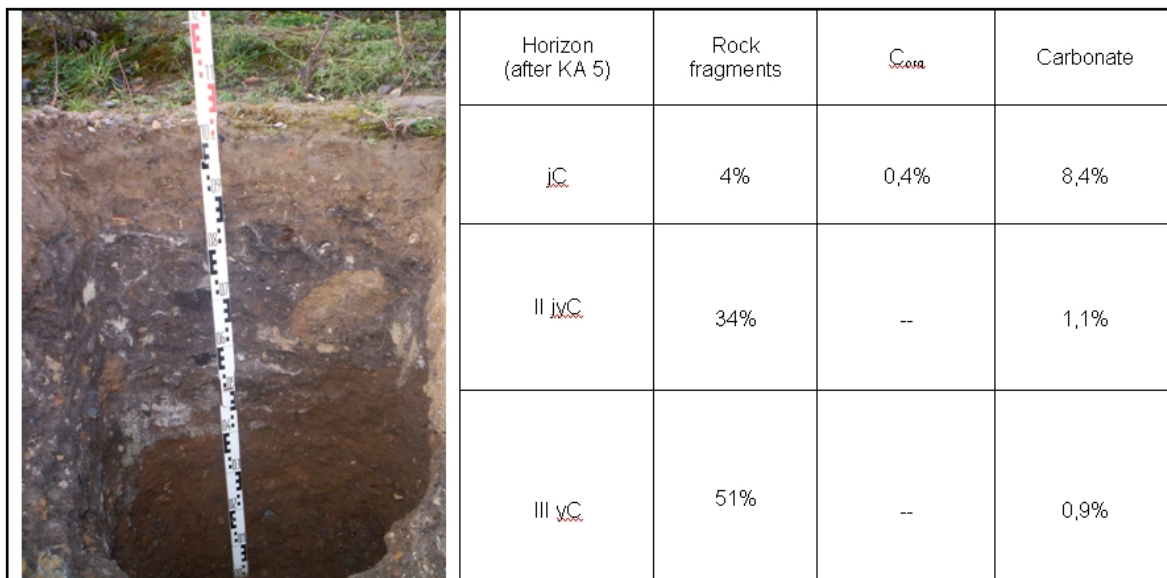


Fig. 3-6: A typical soil profile after „recultivation" (soil type: syrosem, Rossner 2007)

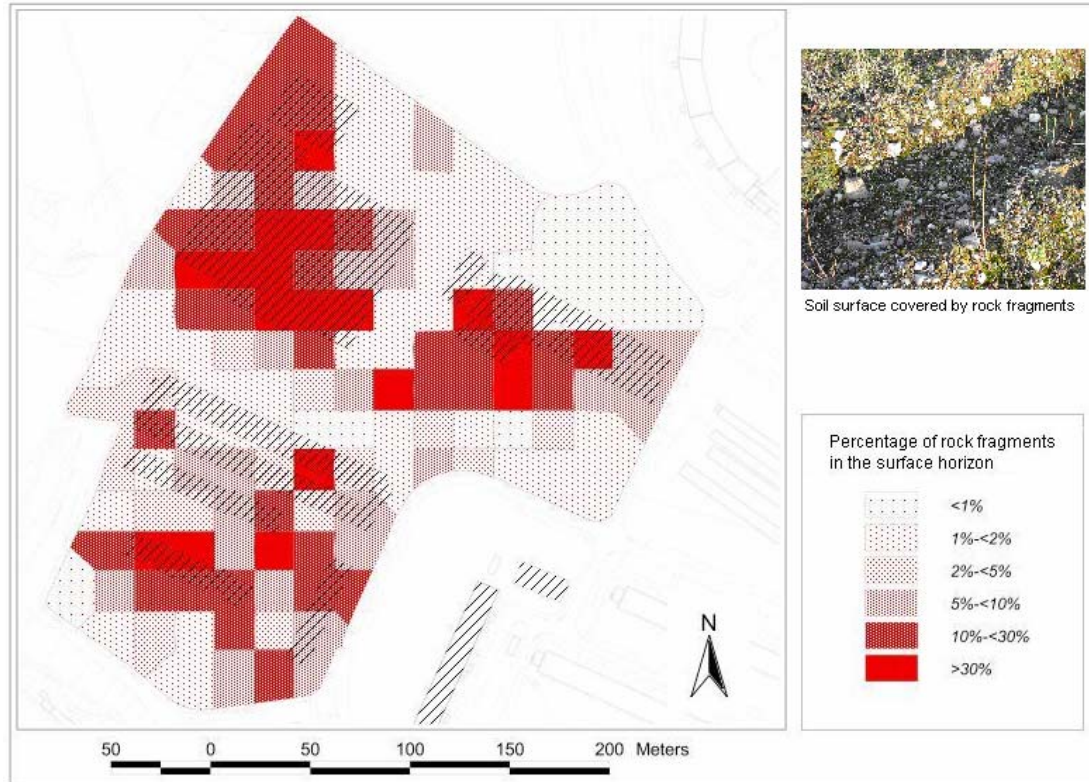


Fig. 3-7: Percentages of rock fragments in surface horizons of soils in the investigated area (modified; Rossner, 2007)

Furthermore, the “new” urban soils usually have very low capacities for nutrient and water storage and display signs of soil compaction. Thus, soil quality is only moderate at best. Planted trees and grasses reflect variable soil qualities most impressively in so far as well-developed stands of trees alternate with sites of “planting failures”.

Other sites have much improved soil properties due to an allochthonous input of humus. C_{org} -contents in the surface horizons reach 70 – 90 % of pre-urban values. Higher humus contents and thickness combined with a greater homogeneity of soil properties result in an overall better soil quality.



Fig. 3-8: New open space with homogenous soils and better ecological conditions – higher humus concentrations and thicker humic horizons

These sites offer better conditions for soil development as well as for vegetation growth, especially for trees. Figure 3-8 shows a site of "new" urban soils created after the removal of an apartment building. In May 2007, 20 000 poplars were planted on this area of 0.8 hectares and nearly all saplings have survived. The first "harvest" of trees is planned to take place in 3 to 4 years, yielding about 40 tons of lumber. Assuming average water content to be 50 %, this resembles a C-sequestration of 20 tons. This aboveground C-sequestration in biomass is accompanied by a carbon accumulation in soils. Currently the A-horizon contains ca. 1.6 % C_{org} and has a thickness of 25 cm.

The future development of these carbon sinks as well as the potential of these sites as sinks and sources for other greenhouse gases is planned to be investigated in an extended, interdisciplinary study.

4. Conclusions

Type and intensity of urban land use development as well as natural factors such as climate and soil properties modify sinks and sources of greenhouse gases in multiple ways. These factors also apply to areas of open space within the urban environment.

Greenhouse gas fluxes estimated from urban lawns in Denver, CO, illustrate that emission and uptake rates may differ distinctly from natural and agricultural ecosystems. This finding appears most relevant in consideration of the present rapid expansion of the Denver Metropolitan Area. Emissions of N₂O from urban lawns were notably higher in comparison to other ecosystems. The mean N₂O flux of 7.6 µg N₂O-N*m⁻²*h⁻¹ was more than 90 and 150 % stronger than mean fluxes from wheat and Colorado shortgrass steppe ecosystems, respectively. Oxidation of CH₄ in urban soils was limited. Uptake of CH₄ was on average -8.1 µg CH₄-C*m⁻²*h⁻¹ and therefore up to 80 % lower than mean uptake of Colorado shortgrass steppes. Agricultural ecosystems of wheat and corn exceeded urban soils with regard to CH₄ uptake as well. In addition, urban soils proved to be a source of CH₄ during 40 % of all measurements taken. Moreover, urban lawns were a net sink for CO₂. Mean flux of net CO₂ was -132.6 mg CO₂-C*m⁻²*h⁻¹ and thus uptake was 170 to 360 % stronger in comparison to Kansas grasslands. How-

ever, net uptake reported for agricultural ecosystems of wheat and corn exceeded urban lawns by a factor between 4 and 2.5.

The important controlling factors of gas fluxes - soil moisture and temperature - did not sufficiently explain the variations in flux values. However, when evaluating the significance of the presented results, the methodology and time length of this study need to be considered. Artifacts influencing chamber measurements cannot be ruled out completely. Furthermore, fluxes outside the investigated time frame (e.g. in response to freeze-thaw events) may modify results. Nevertheless, the complexity of interactions with other secondary factors of influence is likely to inhibit strong correlations between fluxes and individual parameters. The heterogeneity of urban soils can also be expected to contribute significantly to the variation of fluxes.

In contrast to land use developments in many other urban areas of the world (e.g. Denver), cities in former East Germany display very different tendencies, especially in districts constructed during socialist times. Due to significant population decreases, urban development is often characterized by the removal of infrastructure, primarily apartment buildings and roads. Information about the ecological qualities of these recultivated areas can be retrieved from the local soils. Investigations have so far revealed that in this context humus content and physical soil properties play a key role. Future increases in C_{org}-contents as well as vegetation development, focused on recreation and timber production, will enhance carbon sequestration in these areas substantially.

Although data presented in this study is of preliminary character, the results have indicated that the process of urbanization cannot be limited to a change in land use only, but potentially modifies biogeochemical cycles. Considering the global trends of rapidly increasing urban populations and expansion of urban lands, emissions from urban ecosystems will gain in significance and therefore demand further scrutiny.

References

- Anderson, I.C. & Levine, J.S. (1987). Simultaneous field measurements of biogenic emissions of nitric oxide and nitrous oxide. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 92, No. D1(1987): 965-976.
- Baldocchi, D. (1994). A comparative study of mass and energy exchange rates over a closed C3 (wheat) and an open C4 (corn) crop: II. CO₂ exchange and water use efficiency. *Agricultural and Forest Meteorology* 67: 291-321.
- Brumme, R., Borken, W. and Finke, S. (1999). Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles* 13: 1137-1148.
- Crill, P.M. (1991). Seasonal patterns of methane uptake and carbon dioxide release by a temperate woodland soil. *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 5, No. 4: 319-334.
- Earth Institute at Columbia University. (2005). <http://www.earth.columbia.edu/news/2005/story03-07-05.html>
- Glatzel, S.N. (1999). The greenhouse gas exchange of grassland ecosystems. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte*. Heft 52. Stuttgart.
- Ham, J.M., & Knapp, A.K. (1998). Fluxes of CO₂, water vapour, and energy from a prairie ecosystem during the seasonal transition from carbon sink to carbon source. *Agricultural and Forest Meteorology* 89: 1-14.
- Hibbard, K.A., Law, B.E., Reichstein, M. and Sulzman, J. (2005). An analysis of soil respiration across northern hemisphere temperate ecosystems. *Biogeochemistry* 73: 29-70.
- Jørgensen, R.N., Jørgensen, B.J., Nielsen, N.E., Maag, M. and Lind, A.-M. (1997). N₂O emission from energy crop fields of *Miscanthus „giganteus“* and winter rye. *Atmospheric Environment* Vol. 31, No. 18: 2899-2904.
- Kaye, J.P., Burke, I.C., Mosier, A.R. and Guerschman, J.P. (2004). Methane and Nitrous Oxide Fluxes from Urban Soils to the Atmosphere. *Ecological Applications* 14(4): 975-981.
- Kim, J., Verman, S.B. & Clement, R. (1992). Carbon dioxide exchange in a temperate grassland ecosystem. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 97: 6057-6063.
- Kleber, M. (1997). Carbon exchange in humid grassland soils. *Hohenheimer Bodenkundlich Hefte*. Heft 41. Stuttgart. IN: Glatzel, S.N. (1999). The greenhouse gas exchange of grassland ecosystems. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte*. Heft 52. Stuttgart.
- Koerner, B. & Klopatek, J. 2002. Anthropogenic and natural CO₂ emission sources in an arid urban environment. *Environmental Pollution* 116 (2002): S45-S51.
- Machefert, S.E., Dise, N.B., Goulding, K.W.T. and Whitehead, P.G. (2002). Nitrous oxide emission from a range of land uses across Europe. *Hydrology and Earth System Sciences* 6(3): 325-337.
- Milesi, C., Elvidge, C.D., Dietz, J.B., Tuttle, B.T., Nemani, R.R. and Running, S.W. (2005). Mapping and modeling the biogeochemical cycling of turf grasses in the United States. *Environmental Management* 36(3): 426-438.
- Mosier, A.R., Parton, W.J., Valentine, D.W., Ojima, D.S., Schimel, D. and Delgado, J.A. (1996). CH₄ and N₂O fluxes in the Colorado shortgrass steppe: 1. Impact of landscape and nitrogen addition. *Global Biogeochemical Cycles* 10: 387-399.
- Mosier, A.R., Parton, W.J., Valentine, D.W., Ojima, D.S., Schimel, D. and Heinemeyer, O. (1997). CH₄ and N₂O fluxes in the Colorado shortgrass steppe: 2. Long-term impact of land use change. *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 11, No. 1: 29-42.
- Nowak, D.J., & Crane, D.E. (2001). Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution* 116: 381-389.
- Pataki, D.E., Alig, R.J., Fung, A.S., Goliubewski, N.E., Kennedy, C.A., McPherson, E.G., Nowak, D.J., Pouyat, R.V. and Lankao, P.R. (2006). Urban ecosystems and the North American carbon cycle. *Global Change Biology* 12: 2092-2102.
- Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L., Grobe, J.M., Nilon, C.H., Pouyat, R.V., Zipperer, W.C. and Constanza, R. (2001). Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 127-157.
- Rossner, C. (2007). Bodenverhältnisse auf neu entstandenen Freiflächen ehemali-

- ger Großblockbebauung und ihr ökologisches Potential am Beispiel Halle-Silberhöhe. Diplomarbeit. Martin-Luther-Universität Halle Wittenberg.
- Shepherd, J.M. & Jin, M. (2004). Linkages between the built urban environment and earth's climate system. *EOS*, Vol.85, No. 23, 8 June 2004: 227-228.
- Skiba, U. and Smith, K.A. (2000). The control of nitrous oxide emissions from agricultural and natural soils. *Chemosphere – Global Change Science* 2: 379–386.
- Skiba, U.M., McTaggart, I.P., Smith, K.A., Hargreaves, K.J. and Fowler, D. (1996). Estimates of nitrous oxide emissions from soil in the UK. *Energy Conversion and Management* 37: 1303-1308.
- Skiba, U., Sheppard, L., Pitcairn, C.E.R., Leith, I., Crossley, A., van Dijk, S., Kennedy, V.H. and Fowler, D. (1998). Soil nitrous oxide and nitric oxide emissions as indicators of elevated atmospheric N deposition rates in semi-natural ecosystems. *Environment and Pollution* 102: 457–461.
- Stadt Halle. (2005). *Wohnungsmarktberichte 2001-2003*.
- Statistisches Landesamt Sachsen-Anhalt. (2006). <http://www.stala.sachsen-anhalt.de/>
- Svirejeva-Hopkins, A. & Schellnhuber, H.J. (2005). *Urbanised Territories as a Specific Component of the Global Carbon Cycle*. PIK-Report No. 94.
- Thienelt, T.S. (2007). *Greenhouse gas fluxes from urban lawns to the atmosphere in Denver, Colorado*. Diplomarbeit. Martin-Luther-Universität Halle Wittenberg.
- United Nations. (2004). *World Urbanization Prospects: The 2003 Revision*. New York.
- U.S. Census. (2006). <http://www.uscensus.gov>

Address

Prof. Dr. Manfred Frühauf
Dipl.-Geogr. Thomas S. Thienelt
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Institut für Geowissenschaften
Von-Seckendorff-Platz 4
06120 Halle (Saale)
Email: manfred.fruehauf@geo.uni-halle.de
thomas.thienelt@geo.uni-halle.de

Urbane Böden – Charakterisierung, Schadstoffbelastung und Bedeutung im städtischen Ökosystem

Urban soils – characterization, pollution and relevance in the urban ecosystem

MARTIN SAUERWEIN & CLEMENS GEITNER

Zusammenfassung

Auf der Grundlage eines Literaturüberblicks werden Definition und Charakteristika urbaner Böden vorgestellt und diskutiert. Es wird eine Typisierung vorgenommen und die vielfältigen Möglichkeiten ihrer Entstehung und Überprägung aufgezeigt. In Bezug auf die häufig anzutreffende Schadstoffbelastung werden die Bandbreite und das Gefahrenpotenzial für den Menschen unter Berücksichtigung verschiedener Wirkungspfade beleuchtet. Schließlich wird auf die Bedeutung urbaner Böden im städtischen Ökosystem eingegangen. Dabei spielen die Leistungen der Böden hinsichtlich ihrer ökologischen Funktionen, beispielsweise in Bezug auf den Wasserhaushalt, eine zentrale Rolle, die bei ihrer Bewertung zu berücksichtigen sind.

Stadtböden, Bodenbelastung, Schadstoffe, Stadtökologie, Bodenfunktionen.

Summary

Based on the relevant literature the definition and characteristics of urban soils are presented and discussed. The urban soils are classified and the variegated options of their genesis and transformations are shown. With regard to the frequently observed pollution the spectrum and the exposure for humans are examined in consideration of different correlations. Finally the importance of soils in the urban ecosystem is presented. Thereby the potential of soils regarding their ecological functions has a central position, e.g. in relation to the water balance and must therefore be considered for the evaluation of urban soils.

1. Einleitung

1.1 Was sind urbane Böden?

Böden in Siedlungsgebieten unterscheiden sich in der Regel gravierend von den Böden, welche die Siedlungen umgeben. Dies trifft insbesondere für urbane Landschaften zu, da es in ihnen durch meist lang anhaltende, vielfältige und intensive anthropogene Überprägung zu einer markanten Veränderung der bodenbildenden Faktoren kommt (Burghardt, 1996). Die Stadtbodenforschung ist eine vergleichsweise junge Wissenschaftsrichtung. Die ersten Bodenkartierungen in urbanen Räumen erfolgten Anfang der 1980er Jahre (Blume, 1982). Bisläng hat sich, sowohl national als auch international, noch kein einheitliches Kartierungskonzept etablieren können. Dies führte zu einer Vielzahl von Ansätzen zur Klassifizierung und Typisierung der Böden in urbanen Räumen und zu einer entsprechenden Unübersichtlichkeit. Tabelle 1 bietet einen Überblick, wie in der nationalen und internationalen Standardliteratur urbane Böden bezeichnet und charakterisiert werden. Siem (2002), Meuser & Blume (2001) sowie Bullock et al. (1999) weisen darauf hin, dass die internationale Klassifizierung noch unbefriedigend

ist. Auch die deutsche Klassifikation sollte in Bezug auf die Untereinheiten noch weiter verfeinert werden (Komossa et al., 2002; Blume, 1997; Bongard & Kneib, 1995). Etwas erstaunlich ist, dass Böden im Siedlungsbereich in einigen „gängigen“ deutschen Lehrbüchern zu den Themenfeldern Bodengeographie, Bodenkunde, Stadt- und Landschaftsökologie nicht oder kaum behandelt werden (Eitel, 2001; Gisi, 1997; Adam, 1988; Bastian & Schreiber, 1999).

In Anlehnung an Blume (2004) und als „übliche“ Charakterisierung häufig verwendet (z. B. Scheffer & Schachtschabel, 2005; Wessolek, 2001; Blume, 1998), können urbane Böden (oftmals synonym: urban-industrielle Böden, Böden städtisch-industrieller Verdichtungsräume, Stadtböden, Siedlungsböden) folgendermaßen definiert werden als „Gesamtheit aller Böden der urban genutzten Flächen. Es sind (z. T. kleinräumig vergesellschaftete) Bodeneinheiten natürlicher, anthropogen umgelagerter natürlicher und technogener Substrate, die durch die anthropogene Überprägung (wie z. B. die Versiegelung) durch intensive Nutzung insbesondere eine Veränderung ihrer Eigenschaften aufweisen.“

Den in Tabelle 1 angeführten Zitaten ist gemeinsam, dass bei den Typisierungs- bzw. Klassifizierungsansätzen die Funktionen und die Bedeutung der Böden als Teil des städtischen Geoökosystems gar nicht oder nicht ausreichend berücksichtigt werden. Dies bedeutet, dass zwar eine Differenzierung der

Böden in urbanen Landschaften auf unterschiedliche Weise möglich ist, die bisherigen Ansätze jedoch nicht zu einer auf der Ökosystemtheorie begründeten, nachvollziehbaren und ökosystemar raumwirksamen Kategorisierung führen.

Tab. 1: Bezeichnungen und Charakterisierungen urbaner Böden nach nationaler und internationaler Standardliteratur (Sauerwein, 2006; verändert)

Quelle	Bezeichnung	Charakterisierung/Gesichtspunkte
AD-HOC ARBEITSGRUPPE BODEN 1994 AD-HOC ARBEITSGRUPPE BODEN 2005	Böden urban, gewerblich, industriell und montan überformter Flächen	<ul style="list-style-type: none"> „Kartieranleitung Stadtböden“ und entsprechende Klassifizierung steht noch aus Verweis im Literaturverzeichnis auf die Empfehlungen des ARBEITSKREISES STADTBÖDEN DER DBG (1996)
BLUME 1998	Böden städtisch-industrieller Verdichtungsräume	Unterscheidung von drei Gruppen: <ul style="list-style-type: none"> veränderte Böden natürlicher Aufträge Böden anthropogener Aufträge natürlicher Substrate oder Mischungen derselben versiegelte Böden
BURGHARDT 1995, BURGHARDT 1996	Urbane Böden, Stadtböden	<ul style="list-style-type: none"> Gliederung nach Ablagerungsart, Prozessen der Bodenbildung und Bodenmerkmalen Substratgliederung nach Merkmalen der Modifikation durch Substratbehandlung
BURGHARDT 2002	Stadtböden	<ul style="list-style-type: none"> Viele Böden stehen am Anfang ihrer Entwicklung Die Umwelt der Böden hat sich verändert (viele Böden treten als Relikte auf) Böden aus umgelagerten Horizonten weisen Bodenmerkmale auf, die nicht am Ort entstanden sind (Phänotypen)
CRAUL 1999	Urban Soils	<ul style="list-style-type: none"> Zunächst Unterscheidung nach „natural“ und „urban made“ Differenzierungen nach Site Conditions und Soil Conditions (fill, cut, mound or berm)
FAO Bodenkarte der Welt 1985 (BAILLY & NIEDER 2002)	Anthrosols	<ul style="list-style-type: none"> Durch den menschlichen Einfluss entstandene oder wesentlich umgestaltete Böden Vier Untereinheiten: Aric, Fimic, Cumulic, Urbic Anthrosol
FIEDLER 2001	Stadtböden (= Urbane Böden)	<ul style="list-style-type: none"> Abteilung der Anthropogenen Böden wird klassifiziert in Terrestrische Kultosole, Moorkultosole, Bergbauböden (Bergeböden), Auftragsböden (Deposole), Versiegelte Böden, Bewässerungsböden und Reduktosole
HILLER & MEUSER 1998	Urban-industriell veränderte Böden	<ul style="list-style-type: none"> Fünfstufiges Klassifikationsschema zur Eignung als Pflanzenstandort
KUNTZE, ROESCHMANN & SCHWERDTFEGER 1994	Abteilung Anthropogene Böden (= Kultosole)	<ul style="list-style-type: none"> Gliederung in drei Klassen und zusätzlich ohne Zuordnung in „Anthropomorphe“ Böden (Auftragsböden/Deposole, Abtragungsböden/Denusole, Eindringböden/Intrusole)
KNAUF & MÖBES 1999, MÖBES 2001	Anthropogene Böden	<ul style="list-style-type: none"> Gliederung der anthropogenen Böden Sachsen-Anhalts in acht Hauptbodenformengruppen, in denen auch Böden in Siedlungsräumen und aus industriellen Produktionsrückständen eine Berücksichtigung finden
PIETSCH & KAMIETH 1991	Stadtböden	<ul style="list-style-type: none"> Böden als Komponenten urban-industrieller Ökosysteme Nutzungstypen als Bezugsflächen
SCHAEFFER & SCHACHTSCHABEL 2005	Böden städtisch-industrieller Verdichtungsräume	<ul style="list-style-type: none"> Anthropogene Veränderung der Faktoren der Bodenentwicklung führen insbesondere zu Auswirkungen auf die Funktionen der Böden als Pflanzenstandort, Lebensraum für Organismen, Schadstofffilter, Regulator des Landschaftswasserhaushaltes
SCHWERDTFEGER 1997, SCHWERDTFEGER & URBAN 1997	Abteilung „Anthropogene Böden“	<ul style="list-style-type: none"> sieben Klassen Hauptgliederungsprinzip: Ziel des menschlichen Handelns

1.2 Belastung urbaner Böden durch und für den Menschen

Der auf den urbanen Oberflächen agierende Mensch verändert gezielt oder zufällig die Eigenschaften der unversiegelten Böden und somit auch ihre Möglichkeit, bestimmte Funktionen als Bestandteile des urban-industriellen Ökosystems und als Ressource für den Menschen zu erfüllen. Die aus urbanen Nutzungen resultierenden stadtspezifischen Bodenveränderungen stellen zum Teil nachhaltige Belastungen des Bodens dar. Im Folgenden sollen solche Veränderungen und damit einhergehende Belastungen kurz skizziert werden. Dabei ist generell zu berücksichtigen, dass im urbanen Umfeld alle Übergänge von lediglich gering veränderten Böden bis hin zu wirklichen Altlasten vorzufinden sind (vgl. Pietsch & Kamieth, 1991). Im Hinblick auf die Belastungen können prinzipiell zwei Typen unterschieden werden, die stofflichen (1) und die bodenstrukturellen Belastungen (2), wobei sich beide auch gegenseitig bedingen:

- (1) Die meisten der in die Atmosphäre und Hydrosphäre emittierten Stoffe sowie Stoffe aus dem Wirtschaftskreislauf gelangen letztendlich als Ablagerungen in die Lithosphäre bzw. Pedosphäre. Besonders in urbane Gebiete werden durch den wirtschaftenden Menschen große Stoffströme gelenkt, die dort umgewandelt und wieder verteilt werden. Sie konzentrieren sich als Nah-Immissionen oft auf Flächen, die für Stoffablagerungen nur begrenzt aufnahmefähig sind. Zusätzlich können durch bestimmte Bewirtschaftungsmaßnahmen sowie durch Unfälle (Schad-)Stoffe in die Böden gelangen.
- (2) Auch die Struktur von Böden als räumliche Anordnung der festen Bodenbestandteile bedingt wesentlich die Eigenschaften und die Entwicklung von Böden. Im urban-industriellen Bereich konzentrieren sich räumlich und zeitlich diverse mechanische Einwirkungen auf die Bodenstruktur, die beispielsweise zu Umlagerung, Verdichtung oder Auflockerung führen.

Stoffliche Einträge und deren Umsetzungen sowie mechanische Einwirkungen können die Eigenschaften des Bodens maßgeblich verändern und zwar im Hinblick auf folgende Bereiche:

- die Bodenchemie (z. B. pH-Wert: steuert die Mobilität von Stoffen),
- die Bodenphysik (z. B. fremde Substrate: steuern den Wasser- und Lufthaushalt),
- die Bodenbiologie (z. B. veränderte Lebensbedingungen der Bodenlebewesen: steuern die Umsetzung organischer Substanzen),
- die Ökologie des Standortes (fasst die genannten Bereiche zusammen und betrachtet den Boden als Basis für Biotope).

Auch wenn keine offenkundigen Veränderungen des Bodens vorzuliegen scheinen, fungiert dieser oftmals doch als "Träger" von Belastungen, die ebenfalls seine Leistungen im Ökosystem und damit seine Nutzungsmöglichkeit beeinträchtigen. So wird der Boden in urbanen Räumen mehr oder weniger unbemerkt über die Jahrzehnte und teilweise Jahrhunderte zur Schadstoffsenke und zu einem Gefahrenpotenzial für die Zukunft. Stoffliche Belastungen von Böden und Grundwasser werden anhand von Messwerten erfasst und beurteilt, die für sich alleine betrachtet eine hohe Genauigkeit vortäuschen. Allerdings besteht von der Probenahme über die Analysemethoden bis zur Interpretation von Messwerten eine große Bandbreite von Fehlermöglichkeiten und sonstigen Unsicherheiten, so dass die Beurteilung solcher Ergebnisse mit entsprechender Umsicht vorgenommen werden sollte.

Alle Stoffe bzw. Verbindungen, die in Böden eingetragen werden, sowohl „natürliche“ (z. B. Chloride, Nitrate) als auch die mehr als 100.000 durch den Menschen geschaffenen künstlichen Substanzen, sind potenziell Schadstoffe. Entscheidend ist dabei die jeweilige Dosis-Wirkungsbeziehung. Einige Stoffe gelangen in Größenordnungen von mehreren 100.000 t/a in die Umwelt, andere nur in wenigen kg/a (Pietsch & Kamieth, 1991). In Tabelle 2 sind Stoffe und Stoffgruppen zusammengestellt, denen hinsichtlich Bodenbelastungen eine besondere Bedeutung zukommt. Darüber hinaus gibt es aus humantoxikologischer Sicht eine Vielzahl von Stoffen, deren Verbreitung und Wirkungspotenzial im Detail noch weiter zu untersuchen sind (z. B. Antimon, Selen, Vanadium, Borate, Bromide, Phtalate, Oktachlorstyrol, sonstige chlorierte Kohlenwasserstoffe, Inhaltsstoffe von Wasch- und Reinigungsmitteln, u. a. Tenside und Phosphatersatzstoffe (Bädger, 2000; Blume, 1998).

Tab. 2: Stoffe/Stoffgruppen, die für Bodenbelastungen eine besondere Bedeutung besitzen (Sauerwein, 2006)

Stoffe mit nachgewiesenem Gefahrenpotenzial, die weit verbreitet sind und/oder besonders nachteilige Wirkungen haben	Stoffe mit nachgewiesenem Gefahrenpotenzial, jedoch von lokaler Bedeutung
Arsen, Cadmium, Blei, Zink, Nickel, Aluminium, Kupfer	Chrom, Thallium, Beryllium, Kobalt, Uran
Salpetersäure/Nitrate	Flusssäure/Fluoride, Cyanide
Schwefelsäure/Sulfate	Ammonium
Salzsäure/Chloride	Mineralöle
PCB/PCT/PCN (polychlorierte Biphenyle, Terphenyle und Naphtaline), HCB, DDT, PCP, HCH, PAH, leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (Trichlorethen, Perchlorethen), PCDD/PCDF	Nitroaromate, aromatische Kohlenwasserstoffe (insbesondere Benzole, Toluole, Naphthaline), Paraquat
langlebige Radionuklide	Phenole

Im Zusammenhang mit Schadstoffanreicherungen im Boden ist als besonders wichtig hervorzuheben, dass Böden nicht oder nur sehr begrenzt von aufgenommenen Stoffen gereinigt bzw. befreit werden können. Weder Versalzungen noch Anreicherungen mit Schwermetallen oder bestimmten organischen Verbindungen lassen sich ohne enormen technisch-chemischen Aufwand aus Böden wieder entfernen (Scheffer & Schachtschabel, 2005; Blume, 2004). Einige organische Verbindungen sind kurz- bis mittelfristig (Tage bis Jahre) durch biologische Prozesse abbaubar. Der Stoffaustrag aus Böden erfolgt in der Regel über das Niederschlags- bzw. Sickerwasser. Damit findet eine Belastungsverlagerungen in das Grundwasser oder die Oberflächengewässer (z. B. Chloride) statt (Koch et al., 2004).

Die Gruppe der persistenten, d. h. im Boden nicht oder nur in langen Zeiträumen abbaubaren, problematischen Stoffe stellt ein wachsendes Gefahrenpotenzial dar, weil sie sich mit fortschreitendem Eintrag kontinuierlich anreichern. Diese Anreicherung kann zu latenten, bei Überschreiten bestimmter Belastungsgrenzen auch deutlichen Beeinträchtigungen von Bodenflora und Bodenfauna bis hin zur akuten Gefährdung des Menschen führen. Die Gefährdung erfolgt entweder über den direkten Kontakt oder über die Nahrungskette bzw. das Grundwasser. Im Folgenden sind die unterschiedlichen Gefährdungspfade von Bodenschadstoffen zum Menschen aufgeführt (vgl. auch Abb. 1):

- Belastungspfad Boden-Luft-Mensch (pulmonale/direkte Aufnahme),
- Belastungspfad Boden-Mensch (orale/direkte Aufnahme),
- Belastungspfad Boden-Mensch (kutan/direkte Aufnahme),
- Belastungspfad Boden-Grundwasser-Trinkwasser-Mensch (orale/ indirekte Aufnahme),

- Belastungspfad Boden-Pflanzen-Nahrung-Mensch (orale Aufnahme über die Nahrungskette).

Die Bewertung der unterschiedlichen Pfade erfolgt stoffspezifisch und hängt im Wesentlichen von dessen Menge und Mobilität ab.

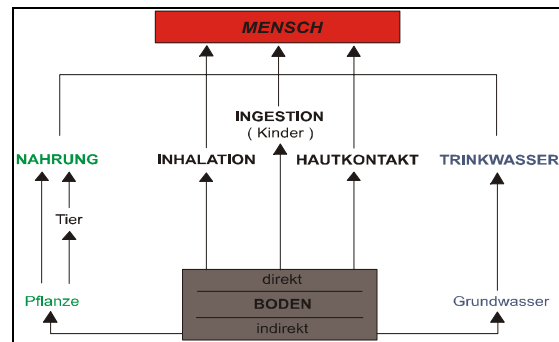


Abb. 1: Böden als Belastungsquelle für den Menschen (Sauerwein & Scholten, 2006)

2. Ökosystemare Funktionen und Bedeutung urbaner Böden

Böden dienen Organismen als Lebensgrundlage, den Pflanzenwurzeln bieten sie Verankerung sowie Versorgung mit Wasser, Sauerstoff, Nährstoffen und Wärme. Außerdem regulieren sie den Wasserhaushalt und filtern, puffern bzw. eliminieren Schadstoffe, die sonst Organismen schädigen, in Nahrungspflanzen gelangen, das Grundwasser oder benachbarte Gewässer kontaminieren können (Blume, 1998). Diese Erfüllung dieser Funktionen ist in urbanen Landschaften stark eingeschränkt. Böden dienen hier in erster Linie im Sinne eines Infrastrukturelements als „Unterlage“ für Gebäude, für Industrie- und Gewerbebetriebe, für Straßen- und Bahnkörper. Sie sind dann großteils versiegelt, d. h. kaum belebt. Außerdem werden sie zur Deponierung bzw. Entsorgung fester und flüssiger Abfälle benutzt, z. B. als Abraumhalden des Bergbaus, als Bauschutt- oder Mülldeponien sowie als Flächen der Abwasserverrieselung. Es verbleiben somit oft nur kleine Flächen naturnaher Nutzung als

Haus- oder Vorgärten, als straßenparallele Grünstreifen, als Parks und Friedhöfe, als Sport- und Spielplätze sowie als Kleingärten/Gärtnerreien und Flächen landwirtschaftlicher Nutzung. Die aufgeführte Differenzierung findet sich auch im Stadtstrukturtypenansatz wieder (Sauerwein, 2006). Diese Flächen bestimmen nun aber weitgehend die Lebensqualität der Bevölkerung einer Stadt, weil nur deren Böden die Entwicklung eines Erholung, Gesundheit und Anregung spendenden Grüns ermöglichen, und weil diese Böden als Regulator und Filter einer Grundwassererneuerung dienen (Blume, 1998). Diesem „scheinbaren“ Widerspruch zwischen Stadt und Natur widmete sich in den letzten Jahren eine Vielzahl von Forschungsarbeiten (Hard, 2001; Breuste & Breuste, 2000; Breuste, 1999).

Viele Böden städtischer Freiflächen wurden, wie oben aufgeführt, im Vergleich zu denen prä-urbaner Landschaften seitens des Menschen so stark verändert, dass sie ihre Funktionen im Landschaftshaushalt bzw. Stadtlandschaftshaushalt nur noch bedingt ausüben vermögen. Im Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG, 1998) werden diese Funktionen von Böden systematisiert und als Bodenfunktionen bezeichnet (Tab. 3). Weiter wird darin formuliert, dass Bodenschutz als Schutz der Bodenfunktionen zu verstehen ist. In der Praxis stellt sich allerdings schnell heraus, dass der Schutz einer Bodenfunktion oftmals die negative Veränderung einer anderen Bodenfunktion bewirkt bzw. Nutzungsfunktionen außer Betracht gezogen werden müssen. Schützt man z. B. Bodenstandorte als Bestandteile des Naturhaushaltes, so bedeutet dies, dass diese Standorte nicht als Fläche für Siedlung oder Verkehr in Anspruch genommen werden können (Burghardt, 1999). Gerade stadttökologisch-planerisch ist es somit außerordentlich

schwierig, die Bodenfunktionen untereinander abzuwägen, denn wie oben dargestellt, ist ein urbanes Ökosystem primär zur Nutzung durch und für den Menschen zu verstehen. In den beiden Beiträgen von Geitner et al. und Sauerwein & Rehm in diesem Band wird aufgezeigt, dass (dennoch) eine Bewertung von Stadtböden über die Betrachtung der Bodenfunktionen erfolgen und für die Planung wichtigen Input bieten kann.

Abschließend bleibt festzuhalten, dass urbane Böden im städtischen Geoökosystem eine zentrale Bedeutung haben, denn sie sind nicht nur bezüglich des Stoffhaushaltes das Gedächtnis der (Stadt-) Landschaftsentwicklung, sondern sie sind als wichtige Schnittstelle zwischen den Ökosystemkompartimenten historisch, aktuell und zukünftig die Lebensgrundlage auch für den Menschen.

3. Eigenschaften urbaner Böden

Boden ist neben Wasser und Luft das dritte "Umweltmedium", welches als Ökosystemkompartiment in enger Beziehung und Wechselwirkung mit den anderen Kompartimenten steht - unabhängig vom Grad seiner anthropogenen Beeinflussung oder Veränderung. Der Boden nimmt dabei eine zentrale Stellung bei den Stoffflüssen im Geoökosystem ein, denn er ist nicht nur Senke, sondern gleichzeitig auch Umsatzraum und Quelle (Hirner et al., 2000). Die Eigenschaften und Reaktionsweise der Böden im Bezug auf ihre ökologischen Funktionen hängen maßgeblich von ihrer anthropogenen Überprägung ab, die im Folgenden in drei Gruppen differenziert wird. Es geht dabei im Sinne der Definition „Urbane Böden“ um (1) Veränderungen an natürlich entstandenen Böden, um (2) Böden nicht-natürlicher Substrate und um (3) versiegelte Böden.

Tab. 3: Bodenfunktionen nach dem Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG, 1998; verändert)

1. Natürliche Funktionen als	<ul style="list-style-type: none"> a) Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen, b) Bestandteil des Naturhaushaltes, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen, c) Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers.
2. Funktionen als Archiv...	der Natur- und Kulturgeschichte
3. Nutzungsfunktionen als	<ul style="list-style-type: none"> a) Rohstofflagerstätte, b) Fläche für Siedlung und Erholung, c) Standort für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung, d) Standort für sonstige wirtschaftliche und öffentliche Nutzungen, Verkehr, Ver- und Entsorgung.“

3.1 Anthropogene Veränderungen an natürlich entstandenen Böden

Im Zuge der Siedlungstätigkeit bzw. von Siedlungserweiterungen können vielfältige Veränderungen der Pedosphäre erfolgen, die sich über die Veränderung einzelner Bodenparameter beschreiben lassen. So können beispielsweise die Skelettgehalte (Korngrößen > 2 mm) durch den Eintrag von Fremdmaterialien signifikant erhöht werden (Stasch & Stahr, 2002), ebenso die Humusgehalte im Zuge gartenpflegerischer Maßnahmen (Lehmann, 2002). Auch die Lagerungsdichte wird häufig verändert; es finden sich je nach Bodenbearbeitung bzw. mechanischer Belastung sowohl aufgelockerte als auch verdichtete Böden. Durch das Auf- oder Einbringen von Fremdmaterial entstehen zudem teilweise „neue“ Böden (Fetzer, 2002). Oftmals werden oder wurden bei der Anlage von Siedlungen natürliche Böden überprägt (Blume, 2004), es kann sich aber auch um Böden handeln, die vorher bereits anderweitig genutzt und mehr oder weniger stark überprägt waren. Dies geschah in Mitteleuropa z. B. oftmals bei nachmittelalterlichen Stadterweiterungen (wie in der Gründerzeit), als (meist) agrarisch genutzte Flächen außerhalb der Städte überbaut wurden. In beiden Fällen kann man die Böden als „prä-urbane“ Böden bezeichnen (Sauerwein, 1998). Die folgende Zusammenstellung listet auf, in welcher Weise natürliche Böden in Siedlungen verändert werden können:

- überbaut und überdeckt (Bodenversiegelung),
- verschüttet (Auffüllung, Aufschüttung mit „Kulturschutt“; Materialien: Asche, Müll, Bauschutt, Schlacken),
- aufgehöhht (Auftrag von Bodenmaterial, betrifft z. B. Garten-/Parkböden),
- abgegraben (Bodenmaterial beseitigt, Bodenprofil gekappt durch Bodenabtrag/-aushub),
- verdichtet (mechanische Bodenverdichtung durch Maschinen, Fahrzeuge, Planierung, Tritt),
- ausgetrocknet (Ursache: anthropogene Grundwasserabsenkung),
- umgelagert (Baumaßnahmen),
- vermischt (Bodenbearbeitung, Baumaßnahmen),
- kontaminiert (Havarien, Leckagen, Immissionen, Altlasten, Baumaßnahmen, Auftausalze).

Die Überprägung der urbanen Böden kann auch in Bezug auf ihre Auswirkungen differen-

ziert werden. In diesem Sinne unterscheidet Burghardt (1996) die Veränderungen hinsichtlich

des *Stoffbestandes* durch:

- Feststoffaufräge von natürlichen und technogenen Substraten oder Gemengen aus diesen,
- Stoffeinträge, gasförmig, gelöst oder fest aus der Atmosphäre, Produktions- und Siedlungsstätten, Verkehr, Infrastruktureinrichtungen,
- Schadstofftransfer,
- Humusbildung und Grundwasserabsenkung,

des *Stoffaustausches* zwischen den Sphären durch:

- Klimaveränderung,
- Bodenverdichtung und Versiegelung,
- Wassereinzugsgebietsveränderungen,
- Veränderungen des Abstandes von Bodenoberfläche zu Grundwasser,

der *Überprägung natürlicher Merkmals- und Prozessstrukturen* durch:

- anthropogene Raummuster,
- vertikale und horizontale Heterogenisierung,
- anthropogen gesteuerten Reliefwandel,

des *Zeitraumes ihrer Bildung* und der *Häufigkeit des Flächennutzungswandels*,

der *Veränderung der Speicher- und Transferfunktionen* der Böden für Schadstoffe.

Zusammenfassend kann man die aus den genannten Veränderungen resultierenden Eigenschaften urbaner Böden wie folgt charakterisieren: Es handelt sich oftmals um ein kleinräumiges Bodenmosaik der städtischen Siedlungsfläche, das nutzungsbedingt von Meter zu Meter sehr stark differenziert sein kann. Bei fortschreitender Urbanisierung nehmen die Eingriffe in die Bodeneigenschaften besonders durch bauliche Maßnahmen, mechanische Belastungen sowie Fremd- und Schadstoffeinträge zu, und es kommt zum Rückgang der oberflächenbildenden Böden bzw. offener Freiflächen. Auf den offenen Freiflächen (Vor-, Haus-, Kleingärten, Grünanlagen) ist die Spannbreite von humusarmen Aufschüttungsböden bis zu dunklen, humus- und nährstoffreichen Böden (durch intensive, künstliche Düngung) sehr hoch (Lehmann et al., 1995). Ein Teil der Stadtböden ist aber auch vergleichsweise humusarm, was durch die Besei-

tigung des Laubs und der Streu (Humusbildner) durch intensive Pflegemaßnahmen auf den Grünflächen (insbesondere der Parkanlagen) begründet ist. Die wichtigste physikochemische Kenngröße - der pH-Wert - liegt bei der Mehrzahl der Stadtböden als Folge von kalkreichen Bauschuttresten und aufgewehemtem Staub im neutralen Bereich. Die angesprochene Entfernung des Falllaubs führt zur Minimierung des natürlichen jährlichen Nährstoffnachschiebs, wenngleich Bauschutt, Staub und Straßenkehrschutt diesen teilweise kompensieren (vor allem Kalzium). Die geringe Humusaufgabe, die reduzierte Zahl an Bodenlebewesen und die mechanischen Bodenverdichtungen wirken sich nachteilig auf den Luftaustausch und damit die Durchlüftung der Böden aus. Die Reduktion des Porenvolumens senkt zugleich die Wasserspeicherkapazität, so dass plötzlich auftretende große Wassermengen (durch Starkregen und versiegelungsbedingten, erhöhten Oberflächenabfluss) nur zum Teil im Boden versickern können. Die feinmaterialreichen, oberflächlich abfließenden Wässer verschlammten zusätzlich den Porenraum der Oberböden. Die Schadstoffbelastung der Stadtböden kann durch Schadstoffeinträge aus der Luft, durch Regen-/Taufall, durch Hochwässer (betrifft insbesondere die Auenböden), durch Altlasten, Auftausalze, Leitungsleckagen, Havarien, unsachgemäße Lagerung oder Überdüngung erfolgen. Belastungsarten können dabei erhöhte Säureeinträge durch sauren Regen oder Stoffbelastungen durch stadttypische Schwermetalle (Blei, Kupfer, Zink, Nickel, Mangan, Cadmium) oder organische Schadstoffe (PAK, PCB) sein (z. B. Heling & Rothe, 1990; Henschler, 1993).

3.2 Böden nicht-natürlicher Substrate

In anthropogen überprägten Stadtböden findet man außer umgelagerten natürlichen Fest- und Lockergesteinen eine große Anzahl technogener Substrate, die zuvor unterschiedliche technische Prozesse durchlaufen haben (Blume, 1998). Als Hauptkomponentengruppen lassen sich z. B. Bauschutt, Schlacken, Aschen, Bergematerial, Müll und Schlämme gegen einander abgrenzen (Hiller & Meuser, 1998). In der Praxis stellt das Erkennen technogener Substrate in Stadtböden den Kartierer häufig vor große Probleme. Nicht zuletzt deshalb finden sich z. B. in Schichtenverzeichnissen immer wieder ungenaue Angaben (z. B. Schlacke/Asche), die der Vielfältigkeit der Stoffgruppen und vor allem ihren unterschiedlichen

Eigenschaften, gerade in Hinblick auf das Schadstoffpotenzial, nicht gerecht werden. Es liegen mittlerweile unterschiedliche Bestimmungsschlüssel vor, mit denen die technogenen und natürlichen Substrate urban-industrieller Böden erfasst werden können (Schwerdtfeger, 1997; Meuser, 1996). Bei der Differenzierung ist vor allem auf folgende Merkmale zu achten (in Anlehnung an Hiller & Meuser, 1998):

- auffälliger Geruch,
- dominierende Farbe des Substrates,
- Festigkeit, Oberflächenbeschaffenheit und innere Struktur des Skelettanteils (Substrate > 2 mm),
- Korngrößenzusammensetzung,
- Carbonatgehalt.

Technogene Substrate (auch „anthropogene Gesteine“ – Meuser, 2002) treten häufig nicht als isolierte Monosubstrate, sondern in Gemengeform im Boden auf (Meuser et al., 1998). Die Zusammensetzung der Gemenge wechselt horizont- bzw. schichtenspezifisch. Die Auswertung von ca. 900 Bodenhorizonten aus der Tiefe 0–100 cm im Stadtgebiet von Essen ergab, dass ein Drittel aller Bodenhorizonte frei von technogenen Beimengungen sind (Horizonte natürlicher Pedogenese, umgelagerte natürliche Substrate; Hiller & Meuser, 1998). Eigene Untersuchungen im Stadtgebiet von Halle führten zu einem ähnlichen Bild (Sauerwein, 2006). So sind im Schnitt 40 % der Bodenhorizonte (ebenfalls bezogen auf den ersten Meter) aller im Zeitraum 1999–2003 aufgenommenen Bodenprofile (ohne archäologische Grabungen) frei von künstlichen Beimengungen. Dass diese Zahl geringfügig höher liegt als in Essen, ist damit zu begründen, dass hauptsächlich Böden in Siedlungs- und weniger in Industriegebieten untersucht worden sind. Durch die im Rahmen einer Diplomarbeit durchgeführte Analyse der anthropogen bedingten Reliefveränderungen im Stadtgebiet von Halle (Krug, 2002) ließen sich Bereiche ausweisen, die künstlich aufgefüllt wurden und damit größtenteils nicht-natürliche, technogene Substrate enthalten (hauptsächlich Kippen, Halden u. ä.). Nur in weniger als 2 % aller Fälle fanden sich Schichten aus reinen technogenen Monosubstraten (Krug, 2002). Es kann also bei anthropogen überformten Böden in der Regel davon ausgegangen werden, dass als Substrat vorwiegend Gemengeformen vorliegen, was auch durch eine Vielzahl anderer stadtbodenkundlicher Arbeiten bestätigt wird.

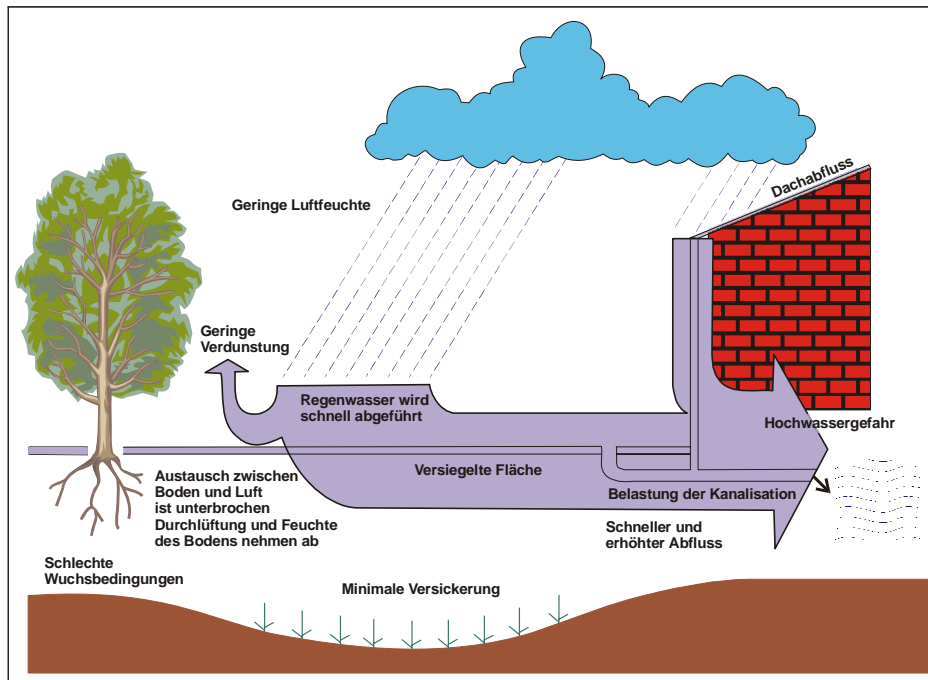


Abb. 2: Auswirkungen der Bodenversiegelung auf den Wasserhaushalt (eigene Darstellung)

3.3 Versiegelte Böden

In Anlehnung an Wessolek (2001) bedeutet Bodenversiegelung, dass offener Boden verdichtet und/oder mit mehr oder weniger impermeablen Substanzen wie Asphalt, Beton oder Gebäuden überdeckt wird. Es werden drei Formen der Versiegelung unterschieden (Wessolek, 2001; Blume, 1998):

- Vollversiegelung (horizontale und vertikale) z. B. durch Straßen, Plätze, Gebäude, Kanäle etc.,
- Teilversiegelung z. B. durch Pflasterung, Gehwegplatten, Rasensteine etc.,
- Unterflurversiegelung z. B. durch Tiefgaragen, Tunnel, Leitungsschächte etc.

In allen drei Fällen werden die Austauschvorgänge zwischen Boden und Atmosphäre, die sowohl den abiotischen Bereich (wie Versickerung oder Verdunstung von Bodenwasser, Luftaustauschprozesse) als auch den biotischen Bereich betreffen, stark reduziert oder ganz unterbunden (Abb. 2). Dadurch kann der Boden als Schnittstelle im Ökosystem einen Großteil seiner ökologischen Funktionen nicht mehr erfüllen.

3.4 Beispiele für urbane Böden

Im Folgenden werden drei Profile urbaner Böden aus München, Wittenberg und Halle vorgestellt, die unterschiedliche Intensitätsstufen der anthropogenen Überprägung repräsentieren. Darüber hinaus belegen sie eindrücklich,

dass dem Boden hier auch die Funktion eines Archivs zukommt, in dem jeweils ein Stück Stadtgeschichte dokumentiert wird.

Beispiel 1: Aufgefüllte Pararendzina (München)

Durch Jahrhunderte lange landwirtschaftliche Nutzung ist die Grenze vom humosen Oberboden zu den nur wenig verwitterten Schottern (Cv-Horizont) vergleichsweise scharf ausgeprägt (entspricht ehemaliger Pflugtiefe, Ap-Horizont, *unterer Pfeil*). Der humose Oberboden ist insgesamt auffällig mächtig und mehrschichtig, was auf anthropogen bedingten Auftrag hinweist. Oberhalb des ehemaligen Pflughorizonts ist zunächst eine kiesreiche Lage (*oberer Pfeil*), darüber humoses Material aufgeschüttet worden. Es handelt sich um natürliches Material, das von einer benachbarten

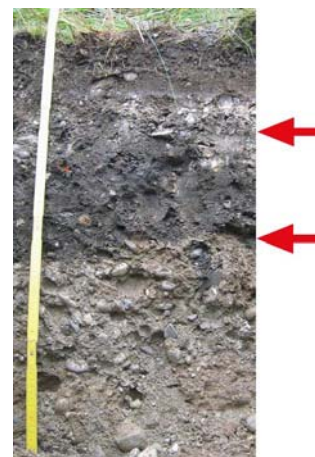


Abb. 3: Aufgefüllte Pararendzina aus carbonatreichem Schotter, Ruderalfläche (München).

Fläche stammen dürfte, auf der ein Parkplatz eingerichtet worden ist. Einzelne Ziegelreste und Glasscherben bis in 50 cm Tiefe belegen ebenfalls diese Umlagerungs- und Vermischungsvorgänge, die allerdings im Vergleich zu anderen Stadtböden als eher mäßige anthropogene Überprägung einzustufen ist.

Beispiel 2: Aufgefüllter Gley (Lutherstadt Wittenberg)

Die Fläche, die als repräsentativ für die Randstreifen von Hauptverkehrsstraßen gelten kann, liegt unmittelbar außerhalb der Altstadt am Ring, welchen alle Fahrzeuge benutzen müssen, die nördlich die Altstadt passieren. Recherchiert man in historischen Karten, so kann man erkennen, dass in diesem Bereich ein Bach geflossen ist, der heute nicht mehr sichtbar ist (Rischebach). Das Bodenprofil kann



Abb. 4: Aufgefüllter Gley (Rischebach), Park (Lutherstadt Wittenberg).

als anthropogen überprägter Gley angesprochen werden. Die Überprägung besteht darin, dass der ehemalige humose Oberboden (Ah-Horizont) des Gleys abgetragen und über seinen hellen, von Grundwasser geprägten Unterboden (Go(Gr)-Horizont, *unterer Pfeil*) eine ca. 60 cm mächtige Aufschüttung (*oberer Pfeil*), die mit Ziegelresten und Keramik durchsetzt ist, aufgebracht und diese mit einem humosen Oberbodenmaterial abgedeckt wurde. Die Keramikfunde sind archäologisch in das späte Mittelalter datiert, so dass davon auszugehen ist, dass die Auffüllung in dieser Zeit oder später erfolgte. Zudem ist aus der Stadtgeschichte bekannt, dass der Bach im späten Mittelalter „verschwand“. Vermutlich stammt das humose Material aus dem Bereich der Altstadt und könnte als ehemaliger mittelalterlicher „Hausmüll“ angesprochen werden.

Beispiel 3: Deposol aus Bauschutt (Halle/Saale)

Das Bodenprofil befindet sich im Bereich der Blockrandbebauung einer gründerzeitlichen

Stadterweiterung im Ankerviertel. Naturräumlich und auch bezüglich der prä-urbanen Bodenausstattung ist das Ankerviertel durch seine Lage im Auenbereich der Saale geprägt. Unter den anthropogenen Deckschichten sind Auensedimente/Hochwasserabsätze flächendeckend vorhanden. In ihnen hatte sich ein heute

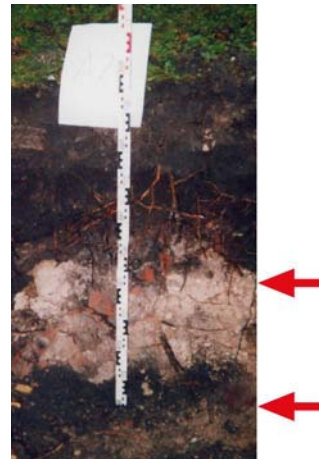


Abb. 5: Deposol aus Bauschutt über quasi-natürlichem Auenboden (Saale), Vorgarten (Halle/Saale).

überdeckter humoser Oberboden (Ah-Horizont, *unterer Pfeil*) entwickelt. Die Mächtigkeit der anthropogen aufgebrauchten Mischsubstrate (*oberer Pfeil*) beträgt bis zu 1,2 m. Sie sind teilweise von Bauschutt durchsetzt und im oberen Bereich deutlich humos. Die Analyse der Schwermetallgehalte zeigt deutlich erhöhte Gehalte in diesem Horizont. Für Blei liegen sie sogar über den Prüfwerten der UVP-Verwaltungsvorschrift. Diese Befunde sind typisch für eine Vielzahl von Bodenprofilen in den mitteleuropäischen Kernstädten bzw. den direkt daran anschließenden Bereichen. Hier wurde offenbar Siedlungsbau-schutt (ohne Anzeichen auf „jüngere“ Beimengungen wie beispielsweise Plastik, Kronkorken etc.) älteren Datums im Zuge der Überbauung des Ankerviertels „genutzt“, um im Auenbereich das Relief zu erhöhen. Die Gehalte im fossilen Ah-Horizont sind für Blei und Kupfer etwas höher als im rezenten Ah-Horizont, was auf eine „Vorbelastung“ auch des ehemaligen Auenstandortes hinweist.

4. Bodenbildung und Schadstoffeinträge in urbanen Räumen

Wie in den vorigen Teilkapiteln aufgezeigt, sind die bodenbildenden Substrate in urbanen Ökosystemen sowohl natürlicher (meist autochthon) als auch künstlicher (allochthon) Genese. Durch ihre physikalischen und chemischen Eigenschaften bestimmen diese Substrate Art, Intensität bzw. Geschwindigkeit der Bodenbildung wesentlich mit. Auch andere

Prozesse der Pedogenese werden vom Menschen beeinflusst, wodurch es zu einer „urbanen Bodenbildung“ kommt. Im Folgenden sind einige dieser Prozesse und die daraus entstehenden Böden aufgeführt (Sauerwein, 2006):

- *Humusanreicherung*: Es entstehen Regosole (kalkfrei) und Pararendzinen (kalkhaltig).
- *Carbonatanreicherung*, vorwiegend aus Bauschutt: Es entstehen schwach bis stark alkalische Böden, die entsprechend ihren natürlichen Vertretern als Pararendzinen bezeichnet werden.
- *Mischung von Substraten* technischen Ursprungs mit natürlichem Boden: Es entstehen Phyrolithe (Phyro: Mischung aus natürlichen und technogenen Substraten).
- *Ablagerungen* von Substraten technischen Ursprungs (Bauschutt, Aschen etc.): Es entstehen Technolithe.
- *Stauwasserbildung* über künstlichen Stausohlen: Es entstehen Pseudogleye.
- *Reduktomorphe Prozesse* infolge Sauerstoffzehrung, z. B. durch Methanbildung: Es entstehen Methanosole (gehören zur Gruppe der Reduktosole).

Mit den auf diese Weise neu entstandenen Böden verändert sich auch ihre ökologische Leistungsfähigkeit. Dies lässt sich besonders deutlich an den Bodenwasser- und Nährstoffhaushaltseigenschaften belegen, die wiederum weitere, über den Boden ablaufende, stoffliche und energetische Prozesse in Stadtökosystemen steuern (u. a. Infiltrations- und Grundwasserneubildungspotenzial, Bodenwärmehaushalt usw., vgl. Wessolek, 2001; Wessolek & Facklam, 1997; Taubner & Horn, 1999). Die Veränderung der pedoökologischen Eigenschaften und damit der ökologischen Leistungsfähigkeit der Böden ist nur teilweise bewusst herbeigeführt, in der Regel handelt es

sich dabei um ungewollte – und oft unbemerkte – Nebenwirkungen bestimmter Nutzungen, die im Sinne des Bodenschutzes in Zukunft mehr Beachtung finden sollten.

Wie einleitend bereits andiskutiert, ist die oft hohe Schadstoffbelastung ein wesentliches Merkmal urbaner Böden. Daraus ergeben sich problematische Folgen, die sowohl qualitativ (z. B. durch Toxizität oder Persistenz) als auch quantitativ (z. B. durch Versauerung oder Auswaschung) charakterisiert werden können. Beim Eintrag von Schadstoffen können folgende grundsätzliche Formen unterschieden werden (Sauerwein 2002):

- Der diffuse, weiträumige, relativ gleichmäßige Eintrag in geringen Konzentrationen. Dazu zählen Massenschadstoffe sowie organische Verbindungen und Schwermetalle. Betroffen sind die oberen Bodenschichten.
- Der konzentrierte, räumlich und zeitlich begrenzte Eintrag. Die Zufuhr in die Böden ist eher ungleichmäßig, nutzungstypisch und kann alle Bodenschichten/-horizonte betreffen.

Eine weiter gehende Differenzierung ergibt sich, wenn man die Quellen bzw. Eintragspfade der Schadstoffe und ihre Folgen genauer ins Auge fasst (alle Daten aus Sauerwein, 2002):

Deposition von Luftverschmutzungen aus Gewerbe, Industrie und Hausbrand (diffuse, eher großflächige Einträge).

An „Massenschadstoffen“, die als trockene oder nasse Deposition letztendlich wieder in die Böden gelangen, sind für Deutschland zu nennen:

- Schwefeldioxid, ca. 2,5 Mio. t/a, vorwiegend aus Kraftwerken,
- Stickoxide, ca. 3,1 Mio. t/a, hoher Anteil Verkehrsemissionen,

Tab. 4: Charakterisierung der Schadstoffquellen hinsichtlich Dauer, Eintragsform, Konzentration und Wirkungsbereich im Boden (Sauerwein, 2002)

Quelle	Dauer	Eintragsform	Konzentration	Kontamination
Immissionen	sehr lang	diffus	sehr gering	Oberfläche
Ablagerung	mittelfristig	lokal	hoch	Oberfläche/Tiefe
Kanalisation	sehr lang	linear	hoch	Tiefe
Defekte Tanks, Leitungen	mittelfristig	lokal	sehr hoch	Tiefe
Unfälle	kurz	lokal	sehr hoch	Oberfläche
Bewirtschaftungsmaßnahmen	mittelfristig	lokal	gering	Oberfläche

- Schwebstaub mit anorganischen und organischen Inhaltsstoffen.

Während Schwefeldioxid und Stäube bundesweit seit Jahren deutlich rückläufig sind, ist die Tendenz bei Stickoxidimmissionen eher stagnierend bis leicht steigend. Über Luftverschmutzungen werden auch Spurenschadstoffe, hauptsächlich organische Verbindungen, in die Böden eingetragen. Sie sind ähnlich wie die Schwermetalle meist an Staubpartikel gebunden, werden aber auch durch Niederschläge aus der Atmosphäre gelöst. In der Bundesrepublik werden jährlich etwa 1,9 Mio. Tonnen organischer Verbindungen an die Umwelt abgegeben. Dabei handelt es sich um tausende Substanzen, die in unterschiedlichen Mengen freigesetzt werden. Viele dieser Verbindungen werden in der Atmosphäre abgebaut, stabilere Substanzen gelangen mit dem Staub und den Niederschlägen in die Böden. Zu diesen Spurenschadstoffen gehört die umfangreiche und umweltrelevante Gruppe der Kohlenwasserstoffe, besonders halogenierte Kohlenwasserstoffe.

Verkehrsspezifische Immissionen

auf Straßenverkehrsflächen, Schienenverkehrsflächen (Einträge sowohl diffus als auch konzentriert auf Verkehrsflächen und deren Randbereiche). Die Verkehrsimmissionen betragen im Jahr 2000 bundesweit rd. 5,3 Mio. Tonnen Kohlenmonoxid, rd. 0,6 Mio. Tonnen Kohlenwasserstoffe, rd. 1,7 Mio. Tonnen Stickstoffoxide, rd. 0,1 Mio. Tonnen Schwefeldioxid, 65.800 Tonnen Staub und 1.200 Tonnen Blei. Auf den Straßen wurden 2000 rd. 0,8 Mio. Tonnen Auftaumittel eingesetzt (Blume, 2004). Hinzuzurechnen ist noch der nicht näher quantifizierbare Einsatz von Herbiziden auf den Verkehrsflächen.

Schadstoffe aus Leitungen/Infrastruktur

wie Kanalisationssystemen und Gasleitungen (Einträge konzentriert und linear in tiefere Bodenschichten). Undichte Abwasserleitungen sind ein bisher unterschätztes Problem urbaner Boden- und Grundwasserbelastungen. Pro Jahr versickern in Großstädten Millionen von Kubikmetern belasteter Abwässer, die aus den Haushalten und aus gewerblichen Verarbeitungsprozessen (Indirekteinleiter) stammen. Für die Stadt Halle (rd. 240.000 Einwohner) wurde eine Größenordnung von 800.000 m³ pro Jahr ermittelt (Sauerwein, 2006).

Ablagerungen und Kontaminationen auf Betriebsflächen

(konzentrierte Einträge nicht nur auf die Oberböden, sondern bis in Tiefen von mehreren Metern. Deponieren von produktionsspezifischen Abfällen; Tanks, betriebsinterne Leitungssysteme etc.). Bodenbelastungen dieser

Art auf bestehenden und ehemaligen Standorten von Industrie und Gewerbe setzen sich aus einer Fülle branchenspezifischer Stoffe zusammen. Je nach Produktionsverfahren muss mit unterschiedlichen Schadstoffen gerechnet werden. Typische Stoffe oder durchschnittliche Belastungen können nicht angegeben werden, da das Spektrum a priori alle Produktionsabfälle in beliebigen Konzentrationen abdeckt.

Deponien und "wilde" Ablagerungen

(konzentrierte Einträge). Zu den als Altlasten erfassten ehemaligen Altablagerungen kommen die noch in Betrieb befindlichen Deponien und unzählige Kleinstablagerungen, Verfüllungen, Aufschüttungen, die in ihrer flächenhaften Ausdehnung in altindustrialisierten Gebieten die verbliebene Restfläche der weitgehend natürlich gelagerten Böden übertreffen können (Sauerwein, 2002). Für die Stadt Halle wurde ein Flächenanteil von 15 % abgeschätzt (Krug, 2002).

Aufbringen von "Bodenverbesserungsmitteln"

(konzentrierter, nutzungstypischer, durch den Menschen direkt gesteuerter Eintragspfad). Eine nicht unerhebliche Bedeutung für Schadstoffeinträge besonders für die bearbeitete Bodenschicht haben sogenannte Bodenverbesserungsmittel, die oftmals hohe Schwermetallkonzentrationen aufweisen. Dabei handelt es sich häufig um mit Klärschlamm versetzte Mischsubstrate unterschiedlichster Herkunft. Deshalb kann auch hier keine Pauschalaussage über Belastungskonzentrationen und/oder Stoffe gemacht werden.

Bodenaustausch mit kontaminierten Substraten (konzentrierter Eintrag).

Aufschüttungen und Verfüllungen als Gründungs- und Sicherungsmaßnahmen für Gebäude, Infrastruktureinrichtungen usw. waren in der Vergangenheit und sind teilweise heute noch willkommene Verwendungsmöglichkeiten (Recycling) für Bodenaushub, Bauschutt und sonstige (Abfall-) Substrate, die nicht selten mit Schadstoffen kontaminiert sind.

Sedimentation in Gewässern (konzentrierter Eintrag).

In den Sedimenten stehender und fließender Gewässer werden schon durch natürliche Prozesse Schadstoffe, insbesondere Schwermetalle, angereichert. Hinzu kommt ein sehr viel größerer anthropogener Anteil. Der Abfluss der angeschlossenen Gebiete konzentriert die diffuse Immissionsbelastung der Städte auf eine vergleichsweise kleinflächige Schadstoffsenke. Die Folge sind Faulschlammbildungen mit Schadstoffkonzentrationen, die teilweise den Kriterien einer Einstufung als Sondermüll genügen. Untersuchungen in Halle belegen, dass eine Vielzahl der städtischen Gewässer-

sedimente mit Schwermetallen belastet ist (Heckner, 2003; Winde, 1996). Durch Überschwemmungen können insbesondere die Böden der Auenbereiche ebenfalls kontaminiert werden (Winde & Frühauf, 2001).

Die aufgezeigten (Schad-) Stoffakkumulationen in Böden sind im Unterschied zu den Umweltmedien Luft und Wasser, zumindest in den Anfangsstadien, vom Menschen kaum spür-, d.h. fühl-, riech- oder sichtbar. Oftmals werden diese Belastungswirkungen erst dann bemerkt, wenn eine Aufrechterhaltung der Bodenfunktionen kaum noch gewährleistet ist (Scheffer & Schachtschabel, 2005; Fiedler, 2001). Da eine natürliche „Dekontamination“ z. B. bei Schwermetallbelastungen aufgrund der in der Regel hohen pH-Werte kaum wirksam wird und eine technische „Reinigung“ nur eingeschränkt möglich und sehr kostenaufwändig ist, muss das ökologische Potenzial der Böden unter solchen Bedingungen als überaus problematisch eingeschätzt werden.

Es sind jedoch nicht nur die unmittelbaren Beeinträchtigungen der (in-situ-) Standorteigenschaften, die dieses „Bodenproblem“ in städtischen Ökosystemen so brisant machen. Einschränkungen oder sogar völliges Außerkraftsetzen der (natürlichen) Bodenfunktionen in Städten führen auf Grund der „integralen Stellung der Böden innerhalb einer Landschaft“ (Haase, 1991) über Modifikationen der Speicher-, Steuer- und Reglerfunktionen nicht nur zu unmittelbaren Verringerungen des ökologischen Potenzials an der „Verursacherstelle“, sondern auch zu (negativen) Auswirkungen auf den Stoff- und Energiehaushalt des gesamten städtischen Ökosystems (Leser, 1997; Rottländer et al., 1997). Beispiele dafür sind u. a. die Beeinträchtigung des Versickerungs- bzw. Grundwasserneubildungspotenzials (Taubner & Horn, 1999), der mikroklimatischen Situation (Kuttler, 1995) oder des Lebensraumes für die städtische Vegetation (Wittig, 1998; Winkler, 1996) und Fauna (Klausnitzer, 1998).

5. Bodenschutz - Bedeutung von Stadtböden für die Planung

Generell besteht ein methodisches Problem darin, in welchen Maßstäben Qualitäten von Böden in Stadtlandschaften auszuweisen, zu erfassen und zu bewerten sind. Meist wird der grundsätzliche Ansatz verfolgt, dass der Boden Funktionen im Kreislauf der Elemente zwischen abiotischen Komponenten (u. a. Gesteinen) und biotischen Komponenten (lebenden Organismen) erfüllt und diese aus stadtoökologisch-systemtheoretischer Sicht optimal erhalten werden sollen. Der Mensch nutzt den Boden und nimmt dabei verschiedene funktions-

bezogene Leistungen in Anspruch. Die Differenzierung von „Bodenfunktionen“ ermöglicht eine Gegenüberstellung des natürlichen Systems Boden mit den zivilisatorischen Nutzungsansprüchen des Menschen. Die obigen Ausführungen haben gezeigt, dass aber gerade in urbanen Räumen ein Grundproblem in der Konkurrenz einzelner Bodenfunktionen besteht. Letztlich ist es eine kommunalpolitische Entscheidung, inwieweit raum- bzw. sogar standortbezogen welcher der Bodenfunktionen eine höhere Priorität eingeräumt wird. Dabei sollte aus stadtoökologischer Sicht ein Hauptaugenmerk auf die räumliche Verteilung der qualitativen und quantitativen Ausprägung der Bodenfunktionen gelegt werden.

Literatur

- Adam, K. (1988). Stadtökologie in Stichworten. Hirt's Stichwortbücher. Unterägeri.
- AD-HOC Arbeitsgruppe Boden (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Ed.)) (1994). Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl. Hannover.
- AD-HOC Arbeitsgruppe Boden (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Ed.)) (2005). Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl. Hannover.
- Arbeitskreis Stadtböden der DBG (1996). Urbaner Bodenschutz. Berlin.
- Bädger, N. (2000). Zum Einfluss der Porositätsmerkmale von Stadt- und Industrieböden auf die Stoffkonzentration von Sickerwasser: dargestellt am Beispiel von bauschutt-, aschen-, schlacken- und schlammhaltigen Böden. Diss. Essener ökolog. Schr. 14.
- Bailly, F. & Nieder, R. (2002). FAO/Unesco, Bodenkarte der Welt. Handbuch Bodenk. Kap. 3.2.7.
- Bastian, O. & Schreiber, K.-F. (1999). Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Heidelberg/Berlin.
- BBodSchG (Bundes-Bodenschutzgesetz) (1998). Gesetz zum Schutz des Bodens. Beschluss vom 05.02.1998.
- Blume, H.-P. (2004). Handbuch des Bodenschutzes. Landsberg.
- Blume, H.-P. (1998). Böden. In: Sukopp, H. & R. Wittig (Ed.). Stadtökologie. Stuttgart u. a. S. 168-185.
- Blume, H.-P. (1997). Reduktosole - eine neue Klasse der deutschen Bodensystematik. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 85. S. 1103-1106.
- Blume, H.-P. (1982). Böden des Verdichtungsraumes Berlin. Mit. Dt. Bodenk. Ges. 33. S. 269-280.
- Bongard, B. & Kneib, W. D. (1995). Inventarisierung von technogenen Substraten und

- Charakterisierung technisch hergestellter Böden. UBA-Texte 54/95. Berlin
- Breuste, J. (Ed.) (1999). 3. Leipziger Symposium Stadtökologie „StadtNatur – quo vadis“ – Natur zwischen Nutzen und Kosten. UFZ-Ber. 10/1999. Leipzig.
- Breuste, I. & Breuste, J. (2000). Naturlausstattung, -nutzung und -akzeptanz als Grundlagen des Stadtnaturschutzes – empirische Untersuchungen in Halle/Saale. Hallesches Jahrb. Geowiss. R. A. 22. S. 81-94.
- Bullock, P., Jones, R. J. A. & Montanarella, L. (Eds.) (1999). Soil resources of Europe. European soil bureau research report, 6. Ispra.
- Burghardt, W. (2002). Diskussionspapier bisher bekannter Stadtböden. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 99. S. 3-4.
- Burghardt, W. (1999). Städtische Pedotope und ihre Funktionalisierung. Mitt. Dt. Bodenk. Ges., 91, II, 154-157.
- Burghardt, W. (1996): Boden und Böden in der Stadt. In: Arbeitskreis Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (Hrsg.). Urbaner Bodenschutz. Springer, Berlin u.a. S. 7-21.
- Burghardt, W. (1995). Zur Gliederung von Stadtböden und ihrer Substrate. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 76. S. 97-1000.
- Craul, P. (1999). Urban Soils. Chicago.
- Eitel, B. (2001). Bodengeographie. Braunschweig.
- Fellenberg, G. (1994). Boden in Not: vergiftet, verdichtet, verbraucht. Eine Lebensgrundlage wird zerstört. Stuttgart.
- Fetzer, K. D. (2002). Durch Aufbringen und Einbringen von Materialien hergestellte Böden. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 99. S. 7-8.
- Fiedler, H. J. (2001). Böden und Bodenfunktionen in Ökosystemen, Landschaften und Ballungsgebieten. Renningen-Malmsheim.
- Gisi, U. (1997). Bodenökologie. Stuttgart u.a.
- Haase, G. (Ed.) (1991): Naturraumerkundung und Landnutzung. Beiträge zur Geographie. S. 34.
- Hard, G. (2001). Natur in der Stadt? Ber. z. dt. Landeskunde. 75. 2/3. S. 257-270.
- Heckner, M. (2003). Vergleichende Untersuchungen zum Einfluss der Stadt Halle auf die stoffliche Belastung in den Sedimenten der Oberflächengewässer. Dipl.-Arb. Univ. Halle, Inst. f. Geogr. (unveröff.)
- Heling, D. & Rothe, P. (1990). Sediments and environmental geochemistry: selected aspects and case histories. Berlin u. a.
- Henschler, D. (1993). Schwermetalle im Wandel der Zeiten. Rundgespräche Komm. Ökologie. 7. S. 59-69.
- Hiller, D. A. & Meuser, M. (1998). Urbane Böden. Berlin u. a.
- Hirner, A. V., Rehage, H. & Sulkowski, M. (2000). Umweltgeochemie: Herkunft, Mobilität und Analyse von Schadstoffen in der Pedosphäre. Darmstadt.
- Klausnitzer, H. (1998). Fauna. In: Sukopp, H. & R. Wittig. Stadtökologie. Ein Fachbuch für Studium und Praxis. Stuttgart u. a.
- Knauf, C. & Möbes, A. (1999). Anthropogene Böden. Bodenatlas Sachsen-Anhalt. Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt. 4. S. 41-43.
- Koch, S., Sauerwein, M. & Frühauf, M. (2004). Urbane Böden als Belastungsquellen von Nähr- und Schadstoffen für aquatische Systeme (Fließgewässer, Standgewässer, Grundwasser) – dargestellt am Beispiel der Stadt Halle. Abschlussbericht. Auftraggeber: UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle (unveröff.)
- Komossa, M., Hagedorn, A. & Burghardt, W. (2002). Ekranolithe – Böden unter Straßen. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 99. S. 13-14.
- Krug, S. (2002). Analyse der anthropogenen Reliefveränderung der Stadt Halle/Saale. Dipl.-Arb. Univ. Halle, Inst. f. Geographie (unveröff.)
- Kuntze, H., Roeschmann & Schwerdtfeger (1994). Bodenkunde. Stuttgart.
- Kuttler, W. (Ed.) (1993). Handbuch zur Ökologie. Berlin.
- Lehmann, A. (2002). Tiefhumose Böden und verdichtete Böden im urbanen Raum. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 99. S. 17-18.
- Lehmann, A., Holland, K. & Stahr, K. (1995). Stickstoffdynamik von Stadtböden am Beispiel Stuttgarts. Mitteilungen Deutsche Bodenkunde, Ges. 76. S. 1133-1136.
- Leser, H. (1997). Landschaftsökologie. Stuttgart.
- Meuser, H. (2002). Anthropogene Gesteine. Handbuch Bodenk. 14. Erg. Lfg. 12/2002. Kap. 2.1.2.6.
- Meuser, H. (1996). Ein Bestimmungsschlüssel für natürliche und technogene Substrate in Böden städtisch-industrieller Verdichtungs-räume. Ztschr. Pflanzenern. Bodenk. 159. S. 305-312.
- Meuser, H. & Blume, H.-P. (2001). Characteristics and classification of anthropogenic soils in the Osnabrück area, Germany. J. Plant Nutr. Soil Sci. 164. S. 351-358.
- Meuser, H., Schleuß, U. Taubner, H. & Wu, Q. (1998). Bodenmerkmale urban-industrieller Standort in Essen Ztschr. Pflanzenern. Bodenk. 161. S. 197-203.
- Möbes, A. (2001). Die Kartierung von Bergbau- und Siedlungsböden in Sachsen-Anhalt (Stand und Perspektiven). Mitt. Geol. Sachsen-Anhalt. Beih. 4. S. 65-74.
- Pietsch, J. & Kamieth, H. (1991). Stadtböden. Entwicklungen, Belastungen, Bewertung und Planung. Taunusstein.

- Rottländer, E., Reinhard, P. & Rentschler, M. (1997). Veränderung von Böden durch anthropogene Einflüsse. Berlin.
- Sauerwein, M. (2006). Urbane Bodenlandschaften – Eigenschaften, Funktionen und Stoffhaushalt der siedlungsbeeinflussten Pedosphäre im Geökosystem. Habil.schr. Univ. Halle.
- Sauerwein, M. (2002). Eigenschaften, Funktionen und Bedeutung urbaner Böden im Kontext stadttökologischer Geosystemforschungen. Verhandl. 51. Dt. Geographentag Leipzig. S. 580-588.
- Sauerwein, M. (1998). Geoökologische Bewertung urbaner Böden am Beispiel von Großsiedlungen in Halle und Leipzig – Kriterien zur Ableitung von Boden-Umweltstandards für Schwermetalle und PAK. Diss. Univ. Halle. UFZ-Bericht 19/98. Leipzig.
- Sauerwein, M. & Scholten, Th. (2006). Anthropogene Böden. In: Gebhardt, H., Glaser, R. Radtke, U. & Reuber, P. (Ed.). Geographie. Berlin. S. 396-397.
- Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (2005). Bodenkunde. Stuttgart.
- Schwerdtfeger, G. 1997: Klassifizierung Anthropogener Böden. Mitt. Dt. Bodenk., Ges., 84, 61-64.
- Schwerdtfeger, G. & B. Urban (1997). Klassifizierung Anthropogener Böden. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 85. S. 1247-1250.
- Siem, H.-K. (2002). Boden der Stadt Kiel und Eckernförde und das Problem der Klassenbildung und Klassenzuweisung von Bodenausgangsmaterial und Bodenentwicklungsstadien. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 99. S. 19-20.
- Stasch, D. & Stahr, K. (2002). Steine und Skelettgehalte als Merkmal von Stadtböden. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 99. S. 21-22.
- Taubner, H. & Horn, R. (1999). Schätzung der nutzbaren Feldkapazität und Luftkapazität von anthropogenen Bodenhorizonten aus einfach zu bestimmenden Kennwerten. Ztschr. Pflanzenern. Bodenk. 162. S. 33-40.
- Wessolek, G. (2001). Bodenüberformung und –versiegelung. Handbuch Bodenk. Kap. 6.1.
- Wessolek, G. & Facklam, M. (1997). Standorteigenschaften und Wasserhaushalt von versiegelten Flächen. Ztschr. Pflanzenern. Bodenk. 160. S. 41-46.
- Winde, F. (1996). Schlammablagerungen in urbanen Vorflutern – Ursachen, Schwermetallbelastung und Remobilisierbarkeit untersucht an Vorflutern der Saaleaue bei Halle. Diss. Univ. Halle.
- Winde, F. & M. Frühauf (2001). Sediment- und Schwermetalltransport in städtischen Auegebieten - eine Fallstudie der Saale-Aue bei Halle. Nova Acta Leopoldina. NF 84. 319. S. 23-43.
- Winkler, M. (1996). Untersuchungen zur gepfanzten Vegetation und ihrer ökologischen Bedeutung. UFZ-Ber. 5/1996. Leipzig.
- Wittig, R. (1998). Die ökologische Gliederung der Stadt. In: Sukopp, H. & Wittig, R. Stadtökologie. Ein Fachbuch für Studium und Praxis. Stuttgart u a.

Anschriften

Prof. Dr. Martin Sauerwein
 Universität Hildesheim
 Institut für Geographie
 Marienburger Platz 22
 D-31141 Hildesheim
 Email: martin.sauerwein@uni-hildesheim.de

Dr. Clemens Geitner
 Universität Innsbruck
 Institut für Geographie
 Innrain 52
 A-6020 Innsbruck
 Email: clemens.geitner@uibk.ac.at

Wie können Böden zur Qualität der Stadtlandschaft beitragen? – Entwicklung eines Bodenschutzkonzeptes für die Stadt Jena

How can soils contribute to the quality of urban landscapes? –
Development of an urban soil protection concept for the city of Jena

MARTIN SAUERWEIN & INGO REHM

Zusammenfassung

Mit dem im Folgenden vorgestellten Beispiel steht der Stadt Jena eine erste Grundlage für ein eigenes Bodenschutzkonzept zur Verfügung. Dieses verdeutlicht sowohl die Notwendigkeit des konzeptionellen Bodenschutzes auf kommunaler Ebene als auch die Möglichkeiten und Schwierigkeiten bei der Konzepterstellung selbst. Vor dem Hintergrund der aktuellen Datensituation konnte vorläufig nur ein Kriterium bewertet und in seiner räumlichen Verteilung als Kartengrundlage für die Planung bereitgestellt werden. In Form der Naturnähe handelt es sich dabei aus Sicht des Bodenschutzes jedoch um ein sehr wichtiges Kriterium, da der Grad der Naturbelassenheit in der Regel einen guten Indikator für die Erfüllungsgüte anderer Bodenfunktionen darstellt.

Stadtböden, Bodenschutzkonzepte, Bodenschutzgesetz, kommunaler Bodenschutz, Stadtökologie

Summary

The presented example is the first basis for a soil protection concept for the city of Jena. This concept clearly reveals both the exigency of communal soil protection as the possibilities and the difficulties at the preparation of a concept. Due to the current data it was only possible to evaluate one criterion and to process it into a map. But this criterion "orientation by nature" is a very important criterion from the view of soil protection, because the degree of natural state is a very good indicator for the level of compliance of the other soil functions.

1. Einleitung

Der Boden spielt als Lebensgrundlage für Mensch, Tier und Pflanze sowie als Medium mit wichtigen Funktionen im Rahmen von Wasser- und Nährstoffkreisläufen eine zentrale Rolle innerhalb des Ökosystems. Er stellt eine leicht zerstörbare und nicht vermehrbare Ressource dar. In Zusammenhang mit den hohen Nutzungsansprüchen der heutigen Industrie- und Dienstleistungsgesellschaft kommt es daher häufig zu einem irreversiblen Verlust von wertvollen Bodenfunktionen für künftige Generationen.

Vor diesem Hintergrund überrascht die Tatsache, dass trotz des bundesweiten Ziels der Sicherstellung eines nachhaltigen Schutzes der Umwelt, die Belange des vorsorgenden Bodenschutzes in den meisten Städten und Gemeinden immer noch zu kurz kommen. Die Bestrebungen zur Minimierung des Flächenverbrauchs fördern zwar den Bodenschutz in quantitativer Hinsicht, aber qualitative Aspekte finden aufgrund fehlender Entscheidungsgrundlagen immer noch kaum Berücksichtigung, so dass nach wie vor hochwertige Böden verloren gehen. Auch in Jena besteht diese Gefahr.

Um der angesprochenen Problematik entgegenzusteuern, entwickelten einige Kommunen in den vergangenen Jahren konzeptionelle Ansätze. Mit Hilfe von Bodenschutzkonzepten können die Bodeneigenschaften bei der räumlichen Gesamtplanung berücksichtigt werden. Dadurch wird es möglich, sowohl den Anforderungen einer nachhaltigen Umweltpolitik zu entsprechen, als auch einen Beitrag zur Optimierung der kommunalen Bauleitplanung zu leisten.

2. Anlass und Basis der Erstellung eines Bodenschutzkonzeptes für die Stadt Jena

2.1 Das Schutzgut Boden

In der Wissenschaft stellt der Boden einen Untersuchungsgegenstand dar und wird dementsprechend umfassend beschrieben. Die Definition berücksichtigt sowohl Entwicklung und Zustand des Bodens als auch dessen Rolle als Naturkörper im Ökosystem, einschließlich seiner Funktionen und der Sensibilität gegenüber anthropogenen Einwirkungen (s. Brady & Weil, 2002; Scheffer & Schachtschabel, 2002).

Die Bedeutung des Bodens als Schutzgut wird allerdings von der rechtlichen Definition des Bodenbegriffs bestimmt (vgl. Jessen-Hesse, 2002). Umweltpolitik und Gesetzgebung legen diesbezüglich das Hauptaugenmerk auf die Bodenfunktionen. Das am 01.03.1999 in Kraft getretene BBodSchG definiert den Boden als „[...] die oberste Schicht der Erdkruste, soweit sie Träger der in Absatz 2 genannten Bodenfunktionen ist, einschließlich der flüssigen Bestandteile (Bodenlösung) und der gasförmigen Bestandteile (Bodenluft), ohne Grundwasser und Gewässerbetten“ (BBodSchG, § 2, Abs. 1, 1998). Differenziert wird zwischen natürlichen Funktionen, Archivfunktionen und Nutzungsfunktionen.

Rechtliche Grundlagen und kommunale Planung

In Deutschland bildet Artikel 20a GG die rechtliche Basis für einen nachhaltigen Schutz der Umwelt. Demnach hat der Staat die natürlichen Lebensgrundlagen „[...] auch in Verantwortung für die künftigen Generationen [...]“ zu schützen (GG, 1949).

Die Bedeutung des Bodens trat im Vergleich zu anderen Umweltmedien jedoch erst spät in den Vordergrund der umweltpolitischen Diskussion. Ein eigenständiges, bundesweit einheitliches Regelwerk zum Zwecke des Bodenschutzes existiert seit dem Jahre 1999 in Form des BBodSchG und der BBodSchV. Der Freistaat Thüringen verabschiedete am 31.12.2003 ein Landesgesetz zur Ausführung der damit verbundenen Vorgaben (Thür-BodSchG 2003, § 1).

Daneben betreffen auch Vorschriften außerhalb des BBodSchG den Bodenschutz. Hinsichtlich der kommunalen Bauleitplanung sind insbesondere das Bau- und Raumordnungsrecht, das Naturschutz- und Wasserrecht sowie das UVP-Recht von Bedeutung (vgl. Adler, 2001; MRU Sachsen-Anhalt, 1999). Einige zentrale Aspekte tauchen teilweise gleich in mehreren Gesetzestexten auf (BauGB 1960/2004, ROG 1997, BNatSchG 2002, WHG 1957/2002, UVPG 1990/2005).

In Form der Strategischen Umweltprüfung (SUP) existiert zudem ein wichtiges, die räumliche Gesamtplanung betreffendes Verfahren, bei dem eine Abwägung der Bodeneigenschaften erforderlich ist (vgl. UVPG 1990/2005). An dieser Stelle wird auf Lambrecht et al. (2003b) verwiesen, welche die kommunalen Planungs- und Zulassungsverfahren und deren bodenschutzrelevante Bezüge im Auftrag der Bund-/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) detailliert und übersichtlich zusammengetragen haben.

Gesellschaftliche Bedeutung

Im Zuge von Siedlungs-, Gewerbe- und Infrastrukturaktivitäten nimmt die Inanspruchnahme der Böden durch den Menschen stetig zu (Abb. 1). Heute werden für diese Zwecke in Deutschland pro Tag ca. 120 Hektar herangezogen, was in etwa der Größe von 170 Fußballfeldern entspricht (Umweltbundesamt, 2007). In Thüringen sind es, bezogen auf Daten aus dem Jahre 2002, täglich ca. drei Hektar (TLUG, 2007c). Um diesen Trend zu stoppen, strebt die Bundesregierung eine Reduzierung der Flächenumwandlung auf 30 Hektar pro Tag bis zum Jahre 2020 an (Bundesregierung, 2002).

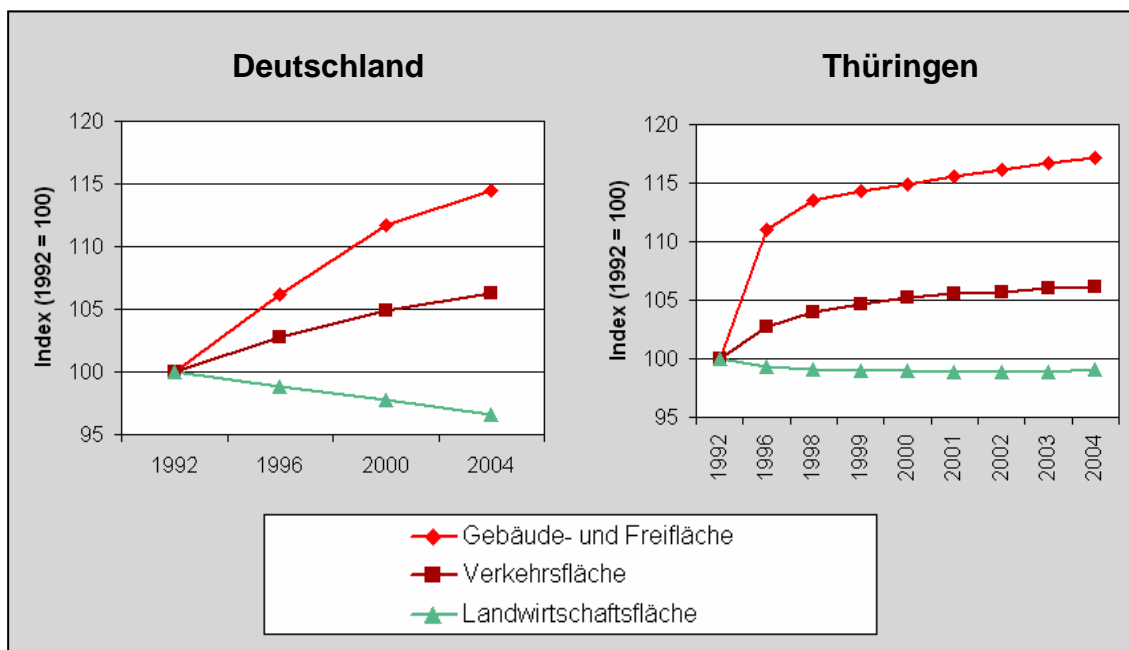


Abb. 1: Relative Entwicklung der Bodennutzung in Deutschland und Thüringen seit 1992 (verändert nach TLUG, 2006c)

Die Ressource Boden wird in Zusammenhang mit den oben genannten Aktivitäten nicht im wörtlichen Sinne verbraucht. Sie verbleibt zu Teilen an ihrem ursprünglichen Platz und das ausgehobene Material wird an anderer Stelle wieder abgelagert. In Abhängigkeit von der Nutzungsart kommt es jedoch meist zu negativen Veränderungen der Bodeneigenschaften aufgrund von Erosion oder Verdichtung sowie durch stoffliche Ein- und Austräge (s. Blume, 2004; Scheffer & Schachtschabel, 2002; Röder, 1997). Eine Einschränkung oder sogar der Verlust wertvoller Bodenfunktionen ist die Folge. Die Beeinträchtigungen treten dabei nicht nur oberflächlich, „[...] sondern im gesamten dreidimensionalen Funktionsraum [...]“ auf (Landeshauptstadt Stuttgart, 2006). Das Resultat ist eine Verminderung der Bodenqualität, die im Unterschied zur Quantität des Bodens praktisch nicht wieder herstellbar ist.

Die beschriebene Problematik findet beim alltäglichen Umgang mit der Ressource Boden jedoch nur selten Beachtung. Böden stellen häufig privates Eigentum dar (Blume, 2004). Damit sind sie Teil der ökonomischen Wertschöpfungskette, bei der meist nicht die ökologischen Aspekte des Bodens im Vordergrund stehen, sondern vielmehr dessen rein quantitative Flächenfunktion für Siedlung, Gewerbe und Infrastruktur (Kübler, 2005).

Laut Mueller (2005) erhalten Böden zudem „im krassen Gegensatz zu anderen Umweltmedien wie Wasser oder Luft, [...] bei weitem nicht die allgemeine Wertschätzung und Aufmerksamkeit, die ihnen aufgrund ihrer Bedeutung zukommt“. Die Ursachen sind vielfältig und reichen von der Tatsache, dass schädliche Bodenveränderungen oftmals nicht einsehbar sind, bis hin zur negativen emotionalen Besetzung des Bodenbegriffs (s. Blume, 2004; Mueller, 2000).

Das zentrale Problem besteht jedoch darin, dass der Boden in der heutigen urbanen Industrie- und Dienstleistungsgesellschaft für viele Menschen keine konkrete Alltagsbedeutung mehr besitzt. Vor der Wandlung Deutschlands vom Agrar- zum Industriestaat zu Beginn des 20. Jahrhunderts stellten Böden noch für weite Teile der Bevölkerung eine wichtige regionale Nahrungs- und Erwerbsgrundlage dar (vgl. Walter, 2003). Aufgrund technischen und wissenschaftlichen Fortschritts kam es in der Folgezeit jedoch zu einer starken Rationalisierung des primären Sektors. Heute arbeitet nur noch ein geringer Anteil der Bevölkerung in der inzwischen hoch produktiven Landwirtschaft und die meisten Lebensmittel werden importiert. Böden dienen vornehmlich nur noch als

Ressource für Bauzwecke. Traditionelle Hemmschwellen im Umgang mit dem Boden sind praktisch nicht mehr vorhanden. Da der Flächenanspruch pro Kopf steigt, wird der Druck auf funktionstaugliche Böden immer größer.

2.2 Kommunale Bodenschutzkonzepte

Das BBodSchG wurde zu dem Zweck verabschiedet, „[...] nachhaltig die Funktionen des Bodens zu sichern oder wiederherzustellen“ (BBodSchG, § 1, 1998). Neben der Sanierung bestehender Altlasten erfordert dies insbesondere auch effektive vorsorgende Schutzmaßnahmen. Dem konventionellen kommunalen Flächenmanagement liegt oftmals eine rein quantitativ ausgerichtete und damit eine vereinfachte, zweidimensionale Betrachtungsweise des dreidimensionalen Funktionsraums Boden zugrunde (Landeshauptstadt Stuttgart, 2006). Böden können jedoch nur dann nachhaltig geschützt werden, wenn deren Funktionserfüllungsgrad (Qualität) bei der Standortentscheidung berücksichtigt wird.

Als Reaktion auf die Vernachlässigung des Themas Boden in der politischen Umweltdiskussion gingen einige Kommunen daher schon vor der Verabschiedung des BBodSchG zum so genannten konzeptionellen Bodenschutz über (Kübler, 2005). Der Begriff war in Deutschland erstmals durch die Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung im Jahre 1985 in den Vordergrund getreten (ebd.). Es folgten entsprechende Programme der Länder und auf kommunaler Ebene.

Als Träger der Bauleitplanung kommt den Kommunen dabei die wichtigste Rolle im Rahmen des konzeptionellen Bodenschutzes zu. Kommunale Bodenschutzkonzepte können die jeweiligen lokalen Besonderheiten berücksichtigen und dementsprechend abgestimmt werden. Darüber hinaus besteht die Möglichkeit, sie direkt mit der Flächennutzungsplanung, welche die Basis für den Umgang mit der Ressource Boden darstellt, zu verknüpfen.

Bereits 1986 verfügte die Stadt Köln als erste Kommune über ein solches Programm (Kübler, 2005). Während die ersten kommunalen Bodenschutzkonzepte laut Kübler (2005) jedoch noch eher eine Art Ideensammlung bzw. politische Absichtserklärungen darstellten, nennen die aktuellen Konzepte, wie beispielsweise das Bodenschutzkonzept Stuttgart (BOKS) bereits konkrete Handlungsziele. Sie stellen den Entscheidungsträgern zudem die notwendigen Planungsgrundlagen für einen quantitativen wie qualitativen und damit nachhaltigen Bodenschutz zur Verfügung.

3. Bodenschutzkonzept Jena

3.1 Aktuelle Flächennutzung und Bodenbeanspruchung

Wie bereits angesprochen, geht der größte Druck auf funktionstaugliche Böden heute und in Zukunft hauptsächlich von der Zunahme des Anteils an Bau- und Verkehrsflächen aus. Diese weisen nach aktuellen Studien einen Versiegelungsgrad zwischen 35 und 63 Prozent auf (Statistisches Bundesamt, 2007).

Die im Flächennutzungsplan Jena ausgewiesenen Bauflächen beanspruchen etwa ein Fünftel der Gesamtfläche (Abb. 2). Ihr Anteil liegt somit etwa im Durchschnitt für deutsche Großstädte zwischen 100.000 und 200.000 Einwohnern (vgl. u. a. TLS, 2004; Betzholz, 2004). Allerdings ist zu beachten, dass sich die bebauten Flächen reliefbedingt auf die schmalen Talbereiche entlang der Saale konzentrieren. Ohne die negative Beeinflussung durch anthropogene Nutzung, weist der Boden in Form von Auenböden gerade dort eine hohe natürlich-ökologische Qualität auf.

Die künftige Entwicklung der Flächennachfragesituation hängt insbesondere mit demographischen Prozessen zusammen. Im Gegensatz zu vielen anderen Regionen in den ost-

deutschen Ländern ist in Jena aufgrund der verhältnismäßig guten ökonomischen und sozialen Situation insgesamt nicht so schnell mit einem starken Rückgang der Einwohnerzahl zu rechnen (vgl. Stadt Jena, 2005). Dennoch beginnt sich natürlich auch hier der allgemeine, deutschlandweite demographische Trend bemerkbar zu machen. Die „prognostizierte stagnierende bis rückläufige Bevölkerungsentwicklung, wachsende Leerstände in den Teilmärkten und eine sich verändernde Nachfrageentwicklung nach bestimmten Wohnformen führen dazu, dass sich das Flächen- und Wohnungsangebot in immer stärkerem Maße an der zukünftigen Nachfrage orientieren muss“ (Stadt Jena, 2005). Dabei spielt die Bereitstellung von Flächen für den Eigenheimbau, im Sinne einer aktiven Baulandpolitik zur Minderung von Abwanderungen in das Umland, eine zentrale Rolle (ebd.). Allein im Zuge der städtebaulichen Entwicklungsmaßnahme Wohngebiet „Himmelreich“, zwischen der Jenaer Stadtgrenze und dem alten Ortskern von Zwätzen, entstehen daher bereits etwa 600 bis 700 Wohneinheiten in Form von Mehrfamilien-, Reihen-, Einzel- und Doppelhäusern, auf einer Gesamtfläche von ca. 22 Hektar (Stadt Jena, 2007).

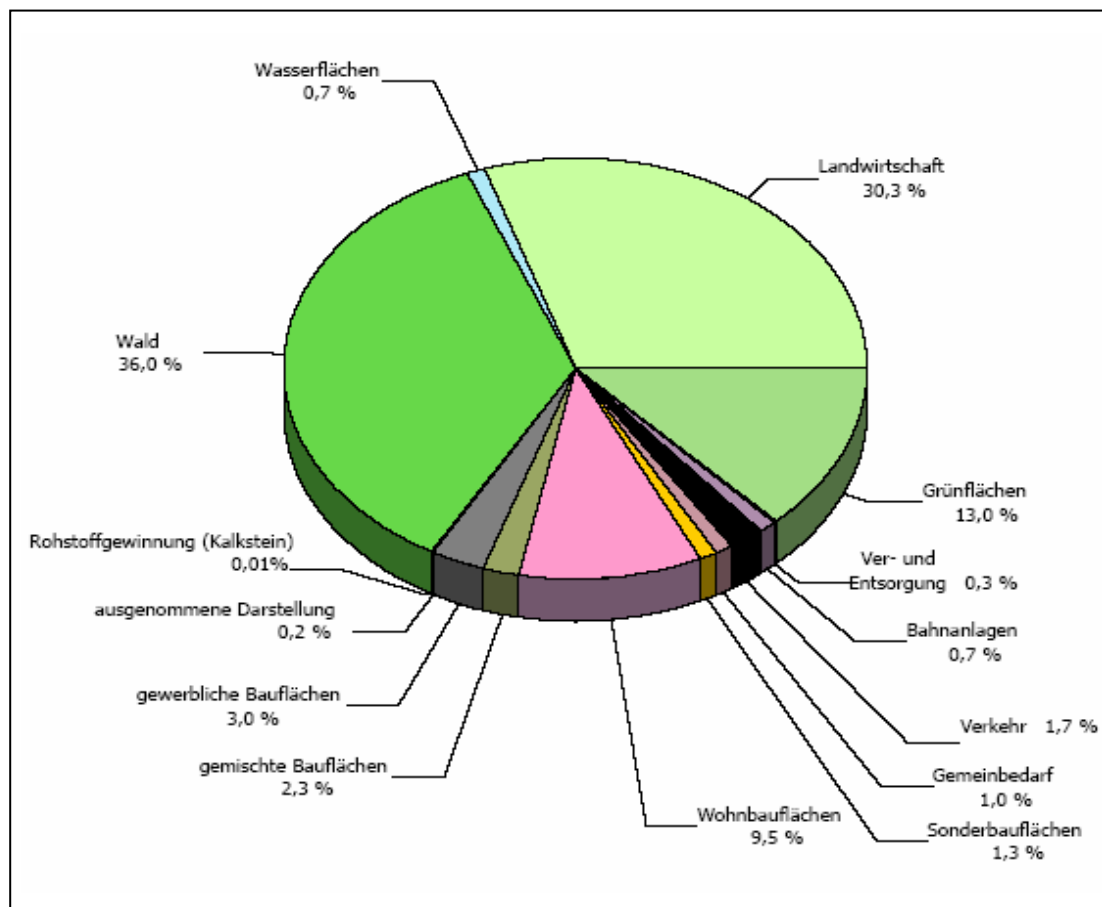


Abb. 2: Prozentuale Anteile der Bodennutzungsarten im Flächennutzungsplan der Stadt Jena (Stadt Jena, 2005, S. 49)

Als weiteres Problem hinsichtlich der Einhaltung des Flächeneinsparungsprinzips kommt hinzu, dass potenzielle Investoren laut Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBR, 2007) die Möglichkeit einer Ansiedlung auf freier Fläche häufig der Variante des Umbaus bestehender Areale und Gebäude vorziehen. Der Stadt Jena gelang es zwar, zahlreiche versiegelte Flächen einer Umnutzung zuzuführen (Umweltamt Jena, 2007). Heute sind jedoch kaum noch geeignete Brachflächen vorhanden (ebd.). Ein verstärktes Ausweichen auf unversiegelte Bereiche wird somit früher oder später zwangsläufig die Folge sein.

3.2 Konzeptziele und Anforderungen

Das Hauptziel des vorgelegten Konzepts besteht darin, den kommunalen Entscheidungsträgern eine geeignete Grundlage für den Abwägungsprozess im Rahmen der Bauleitplanung bereitzustellen, welche die quantitative und qualitative Planbarkeit der Ressource Boden ermöglicht. Dadurch ergeben sich bestimmte Anforderungen, die das Konzept zu erfüllen hat.

Um das Schutzgut Boden sachgerecht in den Prozess der Abwägung integrieren zu können, ist eine Karte erforderlich, welche die Bodenanspruchnahme durch eine Darstellung der räumlichen Verteilung der Bodenqualität sowohl in quantitativer als auch in qualitativer Hinsicht planbar macht (Landeshauptstadt Stuttgart, 2006, S. 16). Für ein effektives Planungsverfahren, bei dem zahlreiche Schutzgüter abzuwägen sind, wird eine einfache, praktikable Entscheidungsgrundlage benötigt. Die in der Regel komplexen ökologischen Sachverhalte sind daher zunächst in planerisch verwertbare Größen zu transformieren. Diesem Zweck dient die Bewertung des Bodens, die in Kapitel 3.3 erfolgt (Bastian & Schreiber, 1999). Bezüglich der Differenzierung und kartographischen Darstellung der natürlich-ökologischen Qualität hat sich eine fünfstufige Unterteilung als sinnvoll erwiesen (vgl. u.a. TLUG 2006b;

Hochfeld, 2004; Hochfeld et al., 2003; BGLA & LfU Bayern, 2003; Marks et al., 1992). Bedarfsanalysen haben gezeigt, dass die natürlichen Bodenfunktionen dadurch „[...] hinreichend genau klassifiziert werden [...]“ können (Landeshauptstadt Stuttgart, 2006).

Über eine gesonderte Bewertung fließt schließlich noch die Archivfunktion in die Gesamtbeurteilung mit ein.

3.3 Bodenfunktionsbewertung

Die Bodenfunktionsbewertung bildet die Basis „[...] für einen qualitativen, an der differenzierbaren Schutzwürdigkeit der Böden orientierten vorsorgenden Bodenschutz“ (TLUG, 2006b). Zur Beurteilung der Schutzwürdigkeit wird die jeweilige Funktionsfähigkeit des Bodens als Bestandteil des Naturhaushalts sowie seine Bedeutung als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte herangezogen. Der Begriff ist abzugrenzen von dem Aspekt der Schutzbedürftigkeit, welcher sich laut Adler (2001) aus der Empfindlichkeit des Bodens gegenüber nutzungsbedingten Belastungsfaktoren ableiten lässt.

Die Bedeutung der Bodenfunktionsbewertung als Bestandteil der Planung ist in den vergangenen Jahren kontinuierlich gestiegen (Hochfeld et al., 2003). Heute kann auf eine Vielzahl an Methoden zur Beurteilung des funktionalen Leistungsvermögens des Bodens zurückgegriffen werden. Bodenbewertungsverfahren müssen stets Kompromisse eingehen, „[...] wobei insbesondere die Forderung nach fachlicher Richtigkeit, Vollständigkeit und Differenzierungsfähigkeit einerseits mit den Anforderungen an die Praktikabilität andererseits in Konkurrenz zueinander stehen“ (Hochfeld, 2004).

Zur Beurteilung der Bodenfunktionen werden zunächst die entsprechenden Teilfunktionen abgeleitet, aus welchen wiederum konkrete Kriterien hervorgehen (Tab. 1). Um einen eindeutigen Rechtsbezug sicherzustellen, müssen sich sowohl die Teilfunktionen als auch die Kri-

Tab. 1: Beispiel für die Ableitung von Bodenteilfunktionen und Kriterien aus einer Bodenfunktion gemäß § 2 BBodSchG (verändert nach Feldwisch & Balla, 2006, S. 2)

Bodenfunktion gemäß § 2 BBodSchG	Bodenteilfunktionen	Kriterien
<i>Funktion als Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium</i>	Filter und Puffer für anorganische sorbierbare Schadstoffe	Bindungsstärke des Bodens für Schwermetalle
	Filter, Puffer und Stoffumwandler für organische Schadstoffe	Bindung und Abbau organischer Schadstoffe
	Puffervermögen des Bodens für saure Einträge	Säureneutralisationsvermögen
	Filter für nicht sorbierbare Stoffe	Retention des Bodenwassers

terien fachlich zweifelsfrei auf die Formulierung der Bodenfunktionen im Sinne des § 2 BBodSchG zurückführen lassen (Hochfeld et al., 2003).

Bewertungskatalog der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG)

Die TLUG hat für den Freistaat Thüringen einen umfassenden Katalog zur Bewertung von Bodenfunktionen „[...] als Mindeststandard für die Abwägung zum Schutzgut Boden in Planungs- und Verfahrenstypen der mittleren und unteren Maßstabsebenen [...]“ zusammengestellt (TLUG, 2006b). Es handelt sich dabei um eine Entwurfsfassung, die jedoch bereits bei Stellungnahmen zu Planungsverfahren von der TLUG angewendet wird (TLUG, 2007b). Die zu Grunde liegenden Bewertungskriterien entsprechen dem aktuellen fachlichen Stand (TLUG, 2006b). Perspektivisch soll der Katalog als einheitliche Grundlage für Abwägungs- und Entscheidungsprozesse dienen. Eine flächendeckende Anwendung des Katalogs auf kommunaler Ebene gewährleistet die Vergleichbarkeit zwischen den Verfahren der Kommunen, was wesentlich zur Rechtssicherheit der jeweiligen Ergebnisse beiträgt. Somit kann ein großes Problem vieler bisheriger Bewertungsverfahren von Anfang an vermieden werden (vgl. Hochfeld, 2004). Im Rahmen der Erstellung des Bodenschutzkonzepts Jena kommt daher der Katalog zur Bodenfunktionsbewertung der TLUG zum Einsatz.

Da die Bewertungsverfahren des Katalogs im Sinne der Einhaltung des Kosten-Nutzen-Verhältnisses keinen zu hohen Zeit- und Kostenaufwand verursachen sollen, wurden nach TLUG (2006b) nur diejenigen Datenquellen herangezogen, die:

- eine Bewertung der natürlichen Bodenfunktion ermöglichen,

- fachlich fundiert sind,
- potenziellen Nutzern ohne bzw. mit einem geringen Aufwand zur Verfügung stehen,
- aus vorhandenen Karten bzw. Daten ableitbar sind
- sowie keine kostenintensive Laborarbeit erfordern.

Maßgebliche Bodenfunktionen

Bei der rechtlichen Definition des Schutzguts Boden geht es nicht um den Schutz des Bodens um seiner selbst Willen, sondern um den Schutz seiner Funktionen. Die Bodenqualität hängt daher von dem Grad der Funktionserfüllung ab. Hinsichtlich der natürlich-ökologischen Bewertung sind allerdings nur die Bodenfunktionen nach § 2, Abs. 2, Ziff. 1 und 2 des BBodSchG maßgebend. Die Nutzungsfunktionen finden indirekt, über die Beeinflussung der anderen beiden Funktionen, Berücksichtigung.

In Tab. 2 werden die maßgebenden Bodenfunktionen im Sinne des BBodSchG und die entsprechenden Kriterien des TLUG-Katalogs gegenübergestellt. Es sind nur diejenigen Kriterien aufgeführt, für welche in der aktuellen Entwurfsfassung bereits konkrete Bewertungsverfahren oder zumindest, wie im Fall der Archivfunktionen, erste Vorschläge vorliegen. Im Katalog wird zwar auch das Kriterium Erosionsanfälligkeit durch Wasser behandelt, dieses zielt jedoch auf die Nutzungsfunktionen des Bodens ab und bildet daher keinen Bestandteil des Bodenschutzkonzepts.

Aufgrund des Mangels an geeigneten Datengrundlagen ist es momentan leider noch nicht möglich, alle natürlichen Bodenfunktionen und die entsprechenden Kriterien bei der Erstellung des Bodenschutzkonzepts Jena zu berücksichtigen. Das Gleiche gilt für die Rolle des Bodens als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte.

Tab. 2: Gegenüberstellung der Bodenfunktionen gemäß BBodSchG und der entsprechenden Kriterien des TLUG-Katalogs (Datenquellen: BBodSchG, 1998; TLUG, 2006b)

Bodenfunktionen nach § 2, Abs. 2 BBodSchG		Kriterien des Bewertungskatalogs der TLUG
Ziff. 1	Natürliche Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen	<ul style="list-style-type: none"> • Besondere Standorteigenschaften: Extremstandorte • Naturnähe: natürliche Bodenfruchtbarkeit
	Bestandteil des Naturhaushalts, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen	<ul style="list-style-type: none"> • Wasserspeichervermögen: nutzbare Feldkapazität des durchwurzelbaren Bodenraums
	Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandelungseigenschaften, insb. auch zum Schutz des Grundwassers	<ul style="list-style-type: none"> • Bindungsstärke des Bodens für Schwermetalle • Sickerwasserverweilzeit: Grundwasserschutzfunktion
Ziff. 2	Funktionen als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte	<ul style="list-style-type: none"> • Natur- und kulturgeschichtliche Bedeutung* *noch nicht abgeschlossen

Bewertung des Kriteriums „Naturnähe“

Die Datengrundlagen bestimmen die Möglichkeiten und Grenzen hinsichtlich der Bodenbewertung. Informationen über Bodenfunktionen können unter anderem von topographischen, geologischen und bodenkundlichen Kartenwerken sowie aus Vegetationskartierungen abgeleitet werden. Eine besondere Rolle spielen in Thüringen darüber hinaus die umfangreichen Bodenschätzungsdaten der Landesfinanzdirektion Erfurt (TLUG, 2006b).

Bei der Auswahl des zur Verfügung stehenden Datenmaterials ist zu beachten, dass die Planungskarte des Bodenschutzkonzeptes und folglich auch die kartographischen Grundlagen der Bodenfunktionsbewertung eine ausreichende räumliche Genauigkeit aufweisen müssen. Die Anwendung im Rahmen der Bauleitplanung erfordert mindestens einen flächenscharfen Maßstab von $\geq 1:10.000$ (vgl. u. a. BGLA & LfU Bayern, 2003).

In Form der Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung ist für das Stadtgebiet von Jena eine geeignete, im Maßstab 1:10.000 vorliegende Datengrundlage vorhanden. Mit gewissen Einschränkungen kann aus dieser das wichtige Kriterium „Naturnähe“ abgeleitet werden. Das Kartenwerk entstand in den neunziger Jahren zu dem Zweck, eine flächendeckende, bundesweit einheitliche Planungsgrundlage für die Länder, Kommunen und sonstigen öffentlichen Planungsträger zu schaffen (BfN, 2002). Es basiert auf einer Interpretation von stereoskopisch auswertbaren Farbinfrarotluftbildern und auf Daten aus thematischen Karten. Neben der Darstellung der Landschaftselementstruktur enthält sie Informationen über standortökologische Grundlagen, Vegetation, Landnutzung und administrative Festsetzungen.

Weitere Kartenwerke, aus denen direkt oder in Verbindung mit den Klassenzeichen der Bodenschätzung grundsätzlich ebenfalls Aussagen zur Bodenqualität abgeleitet werden können, liegen im Fall Jena entweder in zu grober Auflösung vor und enthalten daher keine hinreichend genau verorteten Informationen über die Bodeneigenschaften (z. B. BGK 1:50.000) und/oder decken nur Teilbereiche des Stadtgebietes ab (z. B. MMK 1:100.000, BK 1:25.000, FSK 1:10.000). Vor dem Hintergrund der Nachvollziehbarkeit des Verfahrens wird

daher im Folgenden ausschließlich auf die Daten aus der Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung zurückgegriffen.

Das Kriterium „Naturnähe“ steht für den Grad der Naturbelassenheit des Bodens. Es basiert auf der Tatsache, dass die natürlichen Bodenfunktionen, insbesondere die Lebensraumfunktion, von naturnahen Böden in der Regel besser erfüllt werden können als von Böden, die durch anthropogene Nutzung überprägt sind. Allein die Berücksichtigung der Naturnähe ermöglicht somit bereits eine relativ umfassende Beurteilung der natürlich-ökologischen Funktionsfähigkeit des Bodens (vgl. Lambrecht et al., 2003a). Sie kann daher als eine Art Hilfskriterium herangezogen werden, wenn die Bewertung anderer Kriterien nicht möglich ist. Die Bewertung erfolgt mit Hilfe der Zuordnungstabelle aus dem Katalog der TLUG. Das Kriterium wird in fünf Stufen unterteilt. Der Wert 5 steht für eine sehr hohe, der Wert 1 für eine sehr niedrige Naturnähe. Als Bewertungsbasis dienen die Biotop- und Nutzungstypen der Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung. Von diesen kann auf charakteristische Bodeneigenschaften geschlossen werden, die aus bodenkundlicher Sicht in Verbindung mit der Nutzungsart des Bodens zu erwarten sind und für den Grad der Naturbelassenheit stehen. Es handelt sich also um ein indirektes Bewertungsverfahren, das von Seiten des Bodenschutzes noch mittels Bodenaufnahmen vor Ort überprüft werden muss. Für die naturschutzfachlich relevanten Flächen erfolgte jedoch bereits, im Rahmen der Offenland-Biotopkartierung in den neunziger Jahren, ein entsprechender Abgleich durch den Naturschutz (TLUG, 2001).

3.4 Planungskarte „Naturnahe Böden“

Als Datenquelle diente ein von der TLUG zur Verfügung gestellter Auszug der Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung für den Raum Jena. Nach der Zuordnung der Qualitätswerte erfolgte schließlich noch die Verschneidung des Datensatzes mit der Jenaer Stadtgrenze, welche bereits im Zuge eines Studienprojekts am Institut für Geographie digitalisiert worden war, auf Basis des aktuellen Flächennutzungsplans von 2005 (s. Pfeiffer et al., 2007). Das Endprodukt in Form der Planungskarte „Naturnahe Böden“ zeigt Abb. 3 (Rehm, 2007).

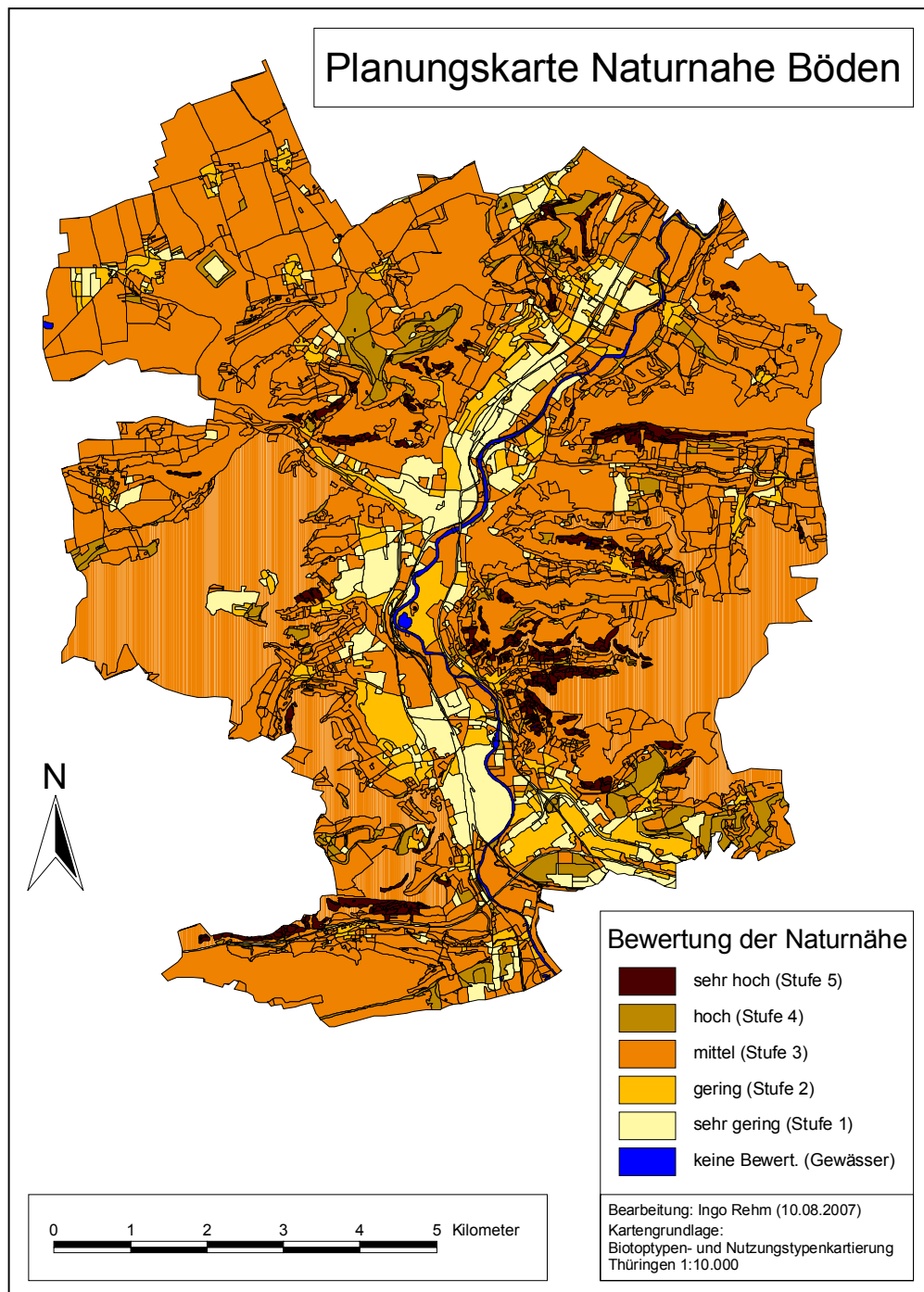


Abb. 3: Planungskarte „Naturnahe Böden“ (aus Rehm, 2007)

Unter Berücksichtigung der Möglichkeit einer einheitlichen Farbgebung im Zuge der Erstellung weiterer Planungskarten, die andere Bodenfunktionen abdecken, sowie in Anlehnung an die Erkenntnisse aus Farbenlehre und Kartographie, wurde für die Darstellung der Naturnähe eine bräunliche Farbskala gewählt (vgl. Crüger, o.J.; Olbrich et al., 2002). Damit weicht sie von der entsprechenden Skala des TLUG-Katalogs ab, wo das Hauptaugenmerk auf die Signalwirkung der Farben Grün, Gelb und Rot gelegt wurde (vgl. TLUG, 2006b). Beide Ansätze besitzen bestimmte Vor- und Nachteile, deren jeweiliges Gewicht letztendlich auch

vom subjektiven Empfinden des Betrachters abhängt.

3.5 Perspektiven

In Form der Planungskarte „Naturnahe Böden“ steht den kommunalen Entscheidungsträgern eine erste wichtige Datengrundlage zur Verfügung, auf deren Basis eine Abwägung qualitativer Aspekte des Schutzguts Boden im Rahmen der räumlichen Gesamtplanung ermöglicht wird. Da sie jedoch die maßgeblichen Bodenfunktionen im Sinne des BBodSchG nicht vollständig abdeckt, sollte als nächster

Schritt die Integration weiterer Kriterien im Zuge einer Weiterentwicklung des Bodenschutzkonzeptes Jena angestrebt werden.

Die Beurteilung der Kriterien sollte sich weiterhin an dem Bewertungskatalog der TLUG orientieren. Etwaige Verbesserungsvorschläge können zur Optimierung der Praxistauglichkeit der einzelnen Bewertungsverfahren beitragen. Sie sind daher ausdrücklich erwünscht (vgl. TLUG, 2006b). Verfahren zur Beurteilung von Kriterien, die aktuell noch kein Bestandteil des Katalogs sind, sollten mit der TLUG abgestimmt werden.

In Form des Wasserspeichervermögens ist ein Kriterium vorhanden, das sich als Anzeiger für die Güte der Ausgleichsfunktion des Bodens im Wasserhaushalt eignet. Demzufolge stellt es einen wichtigen Faktor für den Wasserschutz dar. Zu nennen ist unter anderem die Retentionsfähigkeit der Böden bei Hochwasserereignissen.

Das Kriterium „Bindungsstärke für Schwermetalle“ fällt nach TLUG (2006b) unter die Bodenteilfunktion „Puffer- und Filter für anorganische sorbierbare Stoffe“. Diese lässt sich aus mechanischen und physikalisch-chemischen Bodeneigenschaften ableiten und beschreibt die Fähigkeit, „[...] gelöste oder suspendierte Stoffe vom Transportmittel zu trennen“ (ebd.).

In Bezug zum Grundwasser spielt die so genannte Sickerwasserverweilzeit eine zentrale Rolle. Je länger das Wasser im Boden verbleibt, desto mehr Schadstoffe können herausgefiltert werden. Gemäß TLUG (2006b) erfolgt die Bestimmung dieses Kriteriums allerdings nicht anhand der Bodenschätzungsdaten, sondern mittels einer Methodik nach Hölting et al. (1995). Die entsprechenden Eingangsdaten sowie das Verfahren zur Berechnung der Gesamtschutzfunktion des Bodens können dem Bewertungskatalog der TLUG entnommen werden (s. TLUG, 2006b).

Vor dem Hintergrund der bereits erläuterten Datensituation ist eine großmaßstäbige Beurteilung der Sickerwasserverweilzeit als kurzfristiges Ziel kaum realisierbar. Dies ist jedoch im Fall der drei zuvor genannten „Bodenschätzungskriterien“ möglich. Bisher liegen die Bodenschätzungsdaten für das Jenaer Stadtgebiet allerdings nur in analoger Form vor. Als erster Schritt ist daher eine flächendeckende Digitalisierung der entsprechenden Datenbestände anzustreben.

Bei der Verwendung der Bodenschätzungsdaten ist darauf zu achten, dass sich die Bodeneigenschaften in der Zwischenzeit infolge von anthropogenen Stoffeinträgen stellenweise erheblich verändert haben können. Ein ent-

sprechender Abgleich ist anhand von Informationen möglich, die gemäß BBodSchG und BBodSchV im Rahmen der Anwendung von Maßnahmen-, Prüf- und Vorsorgewerten erhoben werden (s. BBodSchG § 8, 1998, sowie BBodSchV § 1, 1999).

Integration der Archivfunktionen

Neben den natürlichen Funktionen sind auch die Archivfunktionen des Bodens als Teil der Bodenqualität zu berücksichtigen. Das Verfahren zur Bewertung des entsprechenden Kriteriums „Natur- und Kulturgeschichtliche Bedeutung“ konnte zum jetzigen Zeitpunkt für Thüringen noch nicht abgeschlossen werden (TLUG, 2006b). Die Beurteilung wird sich nach TLUG (2006) an den folgenden Eingangsdaten orientieren:

- Seltenheit (N),
- wissenschaftliche Bedeutung für die geologische, mineralogische und paläontologische Forschung (N),
- Ausprägung und Eigenart der abgelaufenen und ablaufenden pedogenetischen und geogenetischen Prozesse (N),
- Zeugnisse spezieller Bewirtschaftungsformen (K),
- in Böden konservierte Siedlungs- und Kulturreste, welche im Sinne der Denkmalpflege, der Landeskunde und der archäologischen Forschung schützenswert sind (K).

[(N) = Naturgeschichtliche Bedeutung, (K) = Kulturgeschichtliche Bedeutung]

Unter Berücksichtigung der zu Grunde liegenden Eingangsdaten wird deutlich, dass die Bewertung der Archivfunktionen immer eine gewisse subjektive Komponente besitzt. Um den Grad der Objektivität zu maximieren, sind Bezugsgrößen notwendig, anhand derer z. B. klar wird, ab welchem Anteil ein Boden als selten einzustufen ist. Von der TLUG werden bereits entsprechende Daten zusammengestellt (s. TLUG, 2006b). Einige als selten eingestufte Böden finden sich auf der „Vorläufigen Liste der besonders schutzwürdigen Böden in Thüringen“, welche allerdings noch nicht vollständig ist (TMLNU, 1997).

Synthese der Bodenteilfunktionen

Auf Basis der Bewertung der einzelnen Kriterien lassen sich Planungskarten erstellen, welche für jede Bodenteilfunktion die räumliche Verteilung der Bodengüte aufzeigen. Da es aus Sicht der kommunalen Planungspraxis jedoch nicht praktikabel ist, bei jedem Verfahren sämtliche Teilfunktionen getrennt voneinander zu berücksichtigen und gegeneinander abzuwägen, muss die Anzahl der Karten ver-

ringert werden. Dies sollte mindestens über eine Aggregation zu Bodenfunktionen gemäß § 2 BBodSchG erfolgen.

Ähnlich dem bundesweiten Orientierungsrahmen der LABO, ist der TLUG-Katalog bereits in diesem Sinne angelegt (s. TLUG, 2006b, Feldwisch & Balla, 2006). Die Frage der Gewichtung der einzelnen Teilfunktionen wird im aktuellen Entwurf der TLUG allerdings nicht behandelt. Zu beachten ist, dass einige Kriterien einen Sonderfall darstellen. So deckt beispielsweise das Kriterium „Naturnähe“ allein schon weite Teile der Lebensraumfunktion des Bodens ab. Aufgrund der sich zwangsläufig ergebenden Überschneidung mit anderen Kriterien sollte es nicht mit in die Synthese einfließen.

Zusammenfassende Bodenfunktionsbewertung

Die zusammenfassende Bodenfunktionsbewertung „baut auf der Bewertung einzelner Bodenfunktionen auf und führt diese Einzelbewertungen zu einer planerisch verwertbaren Gesamtaussage zur Bedeutung bzw. Schutzwürdigkeit des Bodens an einem bestimmten Standort zusammen“ (Feldwisch & Balla, 2006). Diese Form der Aggregation ermöglicht

ein Höchstmaß an Praktikabilität, da die kommunalen Entscheidungsträger, ähnlich wie bei den anderen Schutzgütern, nur noch eine zentrale Informationsgrundlage in Form einer Bodenqualitätskarte zu prüfen haben.

Eine zusammenfassende Bewertung ist vor allem dann sinnvoll, wenn es bei der Planung um Maßnahmen der Ver- und Entsiegelung geht, welche eine Beeinflussung aller relevanten Bodenfunktionen nach sich ziehen. Dennoch sind auch Teilkarten bereitzuhalten, für den Fall, dass aufgrund einer bestimmten Fragestellung nur eine Bodenfunktion von Interesse sein sollte.

Die einzelnen Bodenfunktionen können über verschiedene Ansätze zusammengefasst werden. In Form der Priorisierung einzelner Bodenfunktionen, dem Maximalwertprinzip und dem Mittelwertprinzip sind nach Feldwisch & Balla (2006) drei Grundmethoden für den Einsatz in der Bodenschutzpraxis geeignet. Eine Gegenüberstellung der jeweiligen Vor- und Nachteile macht die Notwendigkeit der Priorisierung für die kommunale Planung deutlich (Tab. 3).

Tab. 3: Vor- und Nachteile der Grundmethoden der zusammenfassenden Bodenfunktionsbewertung (verändert nach Feldwisch & Balla, 2006)

Methode	Priorisierung einzelner Bodenfunktionen	Maximalwertprinzip	Mittelwertprinzip / Summenbildung
Vorteil	<ul style="list-style-type: none"> Schwerpunktsetzung erleichtert die zusammenfassende Bewertung Hervorhebung der besonders bedeutenden Bodenfunktion stärkt deren Gewicht in der Abwägung der anderen Schutzgüter guter Einzelfallbezug 	<ul style="list-style-type: none"> alle besonders schutzwürdigen Bodenflächen werden gleichberechtigt berücksichtigt 	<ul style="list-style-type: none"> alle Bodenfunktionsergebnisse werden gleichberechtigt berücksichtigt
		leicht umsetzbar	
gut vermittelbar			
Nachteil	<ul style="list-style-type: none"> Aufstellung einer Zielhierarchie notwendig (ggf. zusätzlicher Aufwand bei der lokalen Anpassung) 	<ul style="list-style-type: none"> Umfang der besonders schutzwürdigen Bodenflächen sehr groß 	<ul style="list-style-type: none"> Nivellierung des zusammenfassenden Bewertungsergebnisses inhaltlich abhängige Bewertungsergebnisse einzelner Bodenfunktionen können nicht gemittelt werden
		<ul style="list-style-type: none"> Gleichstellung aller Bodenfunktionen steht Schwerpunktsetzung entgegen ggf. Schwächung der Bodenbelange in der Abwägung durch fehlende Schwerpunktsetzung 	

Aus Gründen der Nachvollziehbarkeit des Verfahrens sollte bei der Erstellung einer entsprechenden Bodenqualitätskarte im Rahmen des Bodenschutzkonzeptes Jena eine Gleichgewichtung aller natürlichen Funktionen angestrebt werden. Spätestens die Integration der Archivfunktionen macht jedoch eine Schwerpunktsetzung erforderlich, da die Ansichten bezüglich deren Bedeutung erfahrungsgemäß weit auseinandergehen. Bei einem strikten Vorgehen im Sinne des BBodSchG dürften eigentlich weder die Archivfunktionen noch die natürlichen Funktionen bevorzugt werden, da dort keine der Funktionen gegenüber den anderen hervorgehoben wird (vgl. BBodSchG, 1998). Allerdings kann im Einzelfall eine Schwerpunktsetzung zu Gunsten der natur- und kulturgeschichtlichen Bedeutung aus gesellschaftlicher und wissenschaftlicher Sicht durchaus wünschenswert und begründbar sein.

Qualitativ-quantitative Bodenindikation

Als Ergebnis der zusammenfassenden Bodenfunktionsbewertung ermöglicht eine Bodenqualitätskarte die quantitativ-qualitative Planbarkeit der Ressource Boden. Im Sinne eines nachhaltigen Bodenschutzes sollte das mittel- bis langfristige Ziel des Bodenschutzkonzeptes Jena jedoch darin bestehen, die Bodenbeanspruchung darüber hinaus messbar und somit kontrollierbar zu machen. Ein entsprechender Ansatz wurde bereits im Rahmen des Projekts BOKS entwickelt (s. Landeshauptstadt Stuttgart, 2006; Kübler, 2005). Dieser lässt sich prinzipiell auch auf andere Kommunen übertragen und soll daher im Folgenden kurz erläutert werden.

Im Rahmen einer langfristigen Sicherung der Ressource Boden sollte schließlich ein dauerhafter Schutz der hochqualitativen Böden in Erwägung gezogen werden, so wie dies bereits bei anderen Schutzgütern in Form von Naturschutzgebieten, Wasserschutzgebieten etc. der Fall ist. Für alle anderen Flächen könnten im Zuge von Eingriffs- und Ausgleichsregelungen die Instrumente der qualitativ-quantitativen Bodenindikation eingesetzt werden. Auf diese Weise wäre es möglich, der Zunahme der Bodeninanspruchnahme entgegenzutreten, ohne die ökonomisch-soziale Entwicklung Jenas zu gefährden.

Bodenbewusstsein

In den Ausführungen wurde deutlich, dass sich die Ziele des nachhaltigen Bodenschutzes letztendlich nicht ohne eine entsprechende Akzeptanz durch die Gesellschaft verwirklichen lassen. Mindestens ebenso wichtig wie rechtliche Grundlagen und kommunale Planungsverfahren ist daher eine Aufklärung der Öffentlichkeit über das Thema Boden.

Das Bodenbewusstsein lässt sich in drei Aspekte unterteilen, die in Abb. 4 dargestellt sind. Es wird deutlich, dass durch eine entsprechende Vermittlung von Wissen über den Boden sowohl die Einstellung als auch das Verhalten gegenüber diesem Umweltmedium positiv beeinflusst werden können.

Das Thema Bewusstseinsbildung trat in der Umweltpolitik spätestens mit dem Umweltprogramm der Bundesregierung im Jahre 1971 in den Vordergrund (Thoenes et al., 2004).

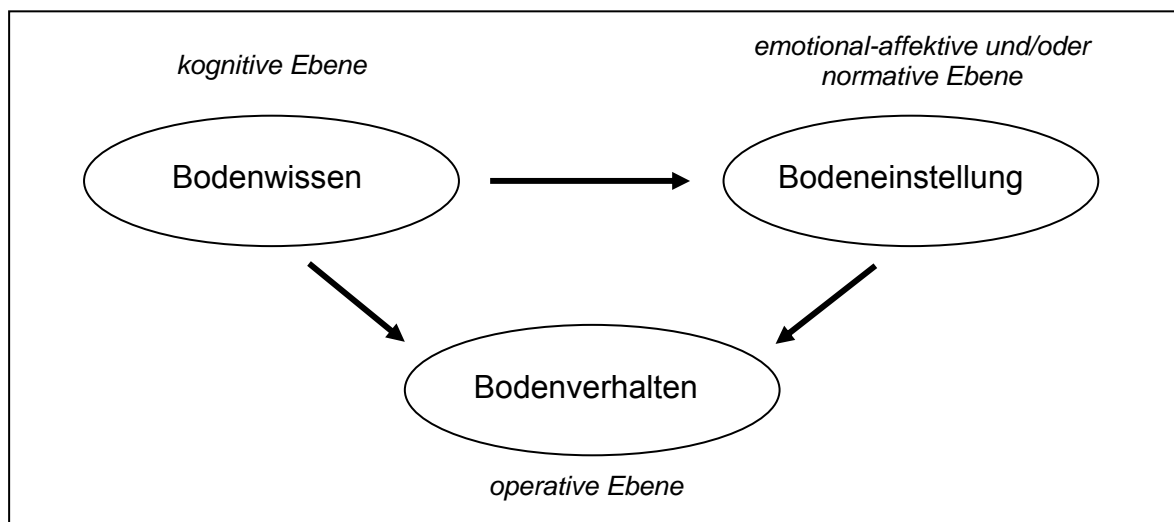


Abb. 4: Aspekte des Bodenbewusstseins (verändert nach IKU & AHU o.J.)

Die Verabschiedung dieses Programms war eine Reaktion auf die Erkenntnis, dass sich die moderne Gesellschaft in zunehmendem Maße von ihren natürlichen Lebensgrundlagen entfremdet, was letztlich zu einem relativ sorglosen Umgang mit den Umweltressourcen führt. In den folgenden Jahren wurden im Rahmen mehrerer Umweltforen Lösungsansätze diskutiert, Gutachten in Auftrag gegeben sowie verschiedene Aktionsprogramme, einschließlich der in Kapitel 2.2 angesprochenen Bodenschutzkonzeption von 1985, beschlossen. Auf einer internationalen Tagung vom 22. bis 25. November 1998 wurde in der Evangelischen Akademie Tutzing sogar ein Vorschlag für eine internationale Bodenkonvention als „Übereinkommen zum nachhaltigen Umgang mit Böden“ erarbeitet (Held et al., 1998). Eine Bodenkonvention soll im Gegensatz zu den bisherigen Empfehlungen, wie z. B. die Welt-Boden-Charta der FAO (1981), die Europäische Boden-Charta des Europarats (1989) oder die Kapitel 10 bis 14 der Agenda 21 der bereits erwähnten Rio-Konferenz (1992), konkrete Regelungen sowie einen verbindlichen Charakter besitzen (Held et al., 1998).

Inzwischen gibt es zahlreiche Institutionen und Initiativen, welche das Ziel verfolgen, die Akzeptanz der Gesellschaft gegenüber den Maßnahmen des Umweltschutzes zu steigern. Aus Sicht des kommunalen Bodenschutzes sind unter anderem die ELSA sowie das ICLEI-Bodennetzwerk von besonderer Bedeutung, da die Kommunen dort ihre Strategien und Erfahrungen auf nationaler und internationaler Ebene untereinander austauschen und somit voneinander profitieren können (s. ELSA, 2007; ICLEI, 2007).

Zur Vermittlung von Bodenwissen steht in Deutschland heute eine große Menge an verschiedensten Informationsmaterialien zur Verfügung. Der Wissenschaftliche Beirat Bodenschutz des BMU veröffentlichte 2002 die Denkschrift „Ohne Boden – bodenlos“ (s. Grathwohl et al., 2002). Eine umfassende und wichtige Datenquelle rund um das Thema Boden stellt das Internetportal „www.bodenwelten.de“ dar, welches im Auftrag des Bundesverbands Boden e. V. und mit Hilfe der Förderung durch das BMU ins Leben gerufen wurde (BVB, 2007). Für Thüringen hat die TLUG eine Wanderausstellung unter dem Motto „Boden – wertvolle Haut der Erde“ konzipiert, die in den öffentlichen Einrichtungen aufgestellt werden kann (TLUG, 2007d). Darüber hinaus gibt es beispielsweise auch Literatur zum Einsatz im Schulunterricht (s. TLUG, 2006a). Von Seiten der Stadt Jena könnte zusätzlich eine Aufklärungskampagne, als Teil des Programms der Lokalen Agenda 21, in Angriff genommen werden.

4. Resümee und Ausblick

Die erarbeitete Planungskarte „Naturnahe Böden“ allein kann den maßgebenden Bodenfunktionen im Sinne des BBodSchG nicht gerecht werden. Eine Bewertung weiterer Kriterien ist erforderlich. Hierbei sollte aus Gründen der Praktikabilität auch eine zusammenfassende Bodenfunktionsbewertung in Erwägung gezogen werden, die alle Einzelbewertungen für die kommunalen Entscheidungsträger in einer einzigen Gesamtaussage vereinigt.

Ohne die Akzeptanz und Unterstützung von Seiten der Gesellschaft ist ein nachhaltiger Schutz des Bodens letztendlich jedoch nicht realisierbar. Im Vergleich zu anderen Umweltmedien hat das Thema Boden gerade in Siedlungsgebieten einen großen Nachholbedarf. Der Aspekt des Bodenbewusstseins darf daher nicht unterschätzt werden und ist bei einer Weiterentwicklung des Konzepts zu beachten.

Der konzeptionelle Bodenschutz und die Bodenfunktionsbewertung als dessen zentrales Instrument befinden sich noch in einem relativ jungen Entwicklungsstadium. Insbesondere die Kommunikation sowie der Erfahrungsaustausch zwischen den verschiedenen Institutionen und politischen Ebenen bilden schließlich eine zentrale Voraussetzung dafür, dass kommunale Bodenschutzkonzepte ihre Ziele erreichen können. Dabei geht es letztendlich um nicht weniger als den Erhalt einer lebensnotwendigen Ressource.

Literatur

- Adler, G. (2001). Bodenschutz in der Bauleitplanung. Vorsorgeorientierte Bewertung. BVB-Materialien 6. Erich Schmidt. Berlin:
- Bastian, O. & Schreiber, K.-F. (Hrsg.) (1999). Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Spektrum. Heidelberg:
- BauGB (1960/2004). Baugesetzbuch (BauGB). Baugesetzbuch in der Fassung der Bekanntmachung vom 23. September 2004 (BGBl. I S. 2414), zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 21. Dezember 2006 (BGBl. I S. 3316).
- BBodSchG (1998). Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG). Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998 (BGBl. I S. 502), zuletzt geändert durch Artikel 3 des Gesetzes vom 9. Dezember 2004 (BGBl. I S. 3214).
- BBodSchV (1999). Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), geän-

- dert durch Artikel 2 der Verordnung vom 23. Dezember 2004 (BGBl. I S. 3758).
- BBR (Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung) (Hrsg.) (2007). Nachhaltige Stadtentwicklung: Strategien, Indikatoren. Handlungsfeld Boden. http://www.bbr.bund.de/cln_007/nn_36558/DE/ForschenBeraten/Stadtentwicklung/StadtentwicklungDeutschland/NachhaltigeStadtentwicklung/StrategienIndikatoren/05_Handlungsfeld_Boden.html, (Stand: o.A.) (Zugriff: 2007-07-21).
- Betzholz, T. (2004). Zukunftsfähige Flächennutzung in Baden-Württemberg. Statistisches Monatsheft Baden-Württemberg 7/2004. Statistisches Landesamt. Stuttgart.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (Hrsg.) (2002). Systematik der Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung (Kartieranleitung). Standard-Biotoptypen und Nutzungstypen für die CIR-Luftbildgestützte Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung für die Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 73. BfN. Bonn-Bad Godesberg.
- BGLA & LFU Bayern (Bayerisches Geologisches Landesamt & Bayerisches Landesamt für Umweltschutz) (Hrsg.) (2003). Das Schutzgut Boden in der Planung. Bewertung natürlicher Bodenfunktionen und Umsetzung in Planungs- und Genehmigungsverfahren. BGLA/LfU. München/Augsburg.
- Blume, H.-P. (Hrsg.) (2004). Handbuch des Bodenschutzes. Bodenökologie und -belastung. Vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen. ecomed. Landsberg am Lech.
- BNatSchG (2002). Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG). Bundesnaturschutzgesetz vom 25. März 2002 (BGBl. I S. 1193), zuletzt geändert durch Artikel 3 des Gesetzes vom 10. Mai 2007 (BGBl. I S. 666).
- Brady, N. C. & Weil, R.R. (2002). The nature and properties of soils. Upper Saddle River. Prentice Hall. NJ.
- Bundesregierung (Hrsg.) (2002). Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Bundesregierung. Berlin.
- BVB (Bundesverband Boden e. V.) (2007). Internetportal [bodenwelten.de](http://www.bodenwelten.de). <<http://www.bodenwelten.de/bodenframe.htm>> (Stand: 2007) (Zugriff: 2007-08-15).
- Crüger, I. (o.J.). Einsatz von Farben. Richtlinien aus der Praxis. <http://www.ipsi.fraunhofer.de/crueger/farbe/farb-ein.html> (Stand: 2005) (Zugriff: 2007-08-13).
- ELSA (European Land and Soil Alliance e.V.) (2007). Boden-Bündnis europäischer Städte, Kreise und Gemeinden. <http://www.bodenbuendnis.org/index2.htm> (Stand: 2007-06-21) (Zugriff: 2007-08-15).
- Feldwisch, N. & Balla, S. (2006). Orientierungsrahmen zur zusammenfassenden Bewertung von Bodenfunktionen. Im Auftrag der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO). Bergisch Gladbach. Ingenieurbüro Feldwisch; Bosch & Partner. Herne.
- GG (1949). Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland (GG). Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland in der im Bundesgesetzblatt Teil III, Gliederungsnummer 100-1, veröffentlichten bereinigten Fassung, zuletzt geändert durch das Gesetz vom 28. August 2006 (BGBl. I S. 2034).
- Grathwohl, P., Henschler, D., Klein, W., Miehlich, G., Mühle, H., Thoenes, H. W., Walther W. & Wilke, B.-M. (2002). Ohne Boden bodenlos – eine Denkschrift zum Boden-Bewusstsein. Umweltbundesamt. Berlin.
- Held, M., Kümmerer, K. & Odendahl, K. (1998). Tutzingener Projekt „Ökologie der Zeit“. Böden als Lebensgrundlage erhalten! Vorschlag für ein „Übereinkommen zum nachhaltigen Umgang mit Böden“ (Bodenkonvention). Politische Ökologie Leserservice. Planegg.
- Hochfeld, B. (2004). Bodenfunktionsbewertung. Entwicklung eines Verfahrens zur planerischen Bewertung von Bodenfunktionen in Hamburg unter besonderer Berücksichtigung eines praxisnahen Vergleichs bestehender Methoden. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten 54.
- Hochfeld, B., Gröngröft, A. & Miehlich, G. (2003). Großmaßstäbige Bodenfunktionsbewertung für Hamburger Böden. Verfahrensbeschreibung und Begründung. Behörde für Umwelt und Gesundheit. Hamburg.
- Höltling, B., Haertle, T., Hohberger, K.-H., Nachtigall, K.-H., Villinger, E., Winzierl, W. & Wrobel, J.-P. (1995). Konzept zur Bewertung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung der Staatlichen Geologischen Dienste. Geologisches Jahrbuch C 63. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Hannover.
- ICLEI (International Council for Local Environmental Initiatives) (2007). ICLEI. Local Governments for Sustainability. ICLEI Glo-

- bal. <http://www.iclei.org> (Stand: 2007) (Zugriff: 2007-08-15).
- IKU & AHU (IKU – Institut für Kommunikation & Umweltplanung GmbH & AHU AG Wasser – Boden – Geomatik) (o.J.). Boden gut machen – Empfehlungen zur Verbesserung des Bodenbewusstseins. Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes Nordrhein-Westfalen. MUNLV. Düsseldorf.
- Jessen-Hesse, V. (2002). Vorsorgeorientierter Bodenschutz in der Raum- und Landschaftsplanung. Leitbilder und methodische Anforderungen, konkretisiert am Beispiel der Region Berlin-Brandenburg. BVB-Materialien 9. Erich Schmidt. Berlin.
- Kübler, A. (2005). Kommunale Bodenschutzkonzepte – Bewertung, Monitoring und Management von Bodenressourcen, vorgestellt am Beispiel Stuttgart. Neue Möglichkeiten der Nachhaltigkeit im kommunalen Bodenschutz durch Kombination von Bodenbewertung, Bodenindikatoren und Strategien zur haushälterischen Bewirtschaftung lokaler Bodenressourcen. Mit 23 Abbildungen und 21 Tabellen. Stuttgarter Geographische Studien 135.
- Lambrecht, H., Rohr, A., Kruse, K. & Angersbach, J. (2003a). Zusammenfassung und Strukturierung von relevanten Methoden und Verfahren zur Klassifikation und Bewertung von Bodenfunktionen für Planungs- und Zulassungsverfahren mit dem Ziel der Vergleichbarkeit. Im Auftrag der Bund-/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO). Endbericht. Text. Juli 2003. Planungsgruppe Ökologie + Umwelt. Hannover.
- Lambrecht, H., Rohr, A., Kruse, K. & Angersbach, J. (2003b). Zusammenfassung und Strukturierung von relevanten Methoden und Verfahren zur Klassifikation und Bewertung von Bodenfunktionen für Planungs- und Zulassungsverfahren mit dem Ziel der Vergleichbarkeit. Im Auftrag der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO). Endbericht. Anhang. Juli 2003. Planungsgruppe Ökologie + Umwelt. Hannover.
- Landeshauptstadt Stuttgart (Hrsg.) (2006). Bodenschutzkonzept Stuttgart (BOKS). Instrumente und Methoden zum konzeptionellen Bodenschutz am Beispiel der Landeshauptstadt Stuttgart. Schriftenreihe des Amtes für Umweltschutz 4/2006. Landeshauptstadt Stuttgart.
- Marks, R., Müller, M. J., Leser, H. & Klink, H. J. (Hrsg.) (1992). Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL). Forschungen zur Deutschen Landeskunde 229. Zentralausschuss für Landeskunde. Trier.
- MRU Sachsen-Anhalt (Ministerium für Raumordnung und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt) (Hrsg.) (1992). Empfehlungen zum Bodenschutz in der Bauleitplanung. MRU. Magdeburg.
- Mueller, K. (2003). Die Bedeutung von Böden, ihre Wertung durch die Gesellschaft und ihre Berücksichtigung bei der Ausbildung an landwirtschaftlichen Berufsschulen in Niedersachsen. In: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) (Hrsg.). „Unter den Füßen – aus dem Sinn?“. Boden(schutz) in Bildung und Öffentlichkeitsarbeit 5. HLUG, Wiesbaden. S. 5-9.
- Olbrich, G., Quick, M. & Schweikart, J. (2002). Desktop Mapping. Grundlagen und Praxis in Kartographie und GIS. Springer. Berlin.
- Pfeiffer, C., Heinze, P. & Rook, S. (2007). Grundlagen zu einem Umweltatlas von Jena. – Studienprojekt im Bereich Physische Geographie am Institut für Geographie der Friedrich-Schiller-Universität Jena. – unveröffentlicht
- Rehm, I. (2007). Erstellung eines Bodenschutzkonzepts für die Stadt Jena. Bachelorarbeit. Univ. Jena. Institut für Geografie - unveröffentlicht
- Röder, U. (1997). 1. Studieneinheit: Grundlagen der Bodenkunde. In: DIFF (Deutsches Institut für Fernstudienforschung) (Hrsg.). Veränderungen von Böden durch anthropogene Einflüsse. Ein interdisziplinäres Studienbuch. Springer. Berlin. S. 1-119.
- ROG (1997). Raumordnungsgesetz (Raumordnungsgesetz – ROG). Raumordnungsgesetz vom 18. August 1997 (BGBl. I S. 2081, 2102), zuletzt geändert durch Artikel 10 des Gesetzes vom 9. Dezember 2006 (BGBl. I S. 2833).
- Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (2002). Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum. Heidelberg.
- Stadt Jena (Hrsg.) (2005). Flächennutzungsplan. September 2005. Erläuterungsbericht. Stadt Jena – Dezernat für Bauwesen und Stadtentwicklung. Jena.
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2007). Flächennutzung. <http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/Umwelt/UmweltoekonomischeGesamtrechnungen/Flaechennutzung/Content75/FlaechennutzungInfo.psml> (Stand: 2007-05-14) (Zugriff: 2007-07-14).
- Thoenes, H. W., Lazar, S., Huck, S. & Miehl, G. (2004). Bodenbewusstsein – Wahrnehmung, Geschichte und Initiativen. Handbuch Bodenschutz, 41. Lfg. VIII 2004. Erich Schmidt. Berlin.

- ThürBodSchG (2003). Thüringer Bodenschutzgesetz (ThürBodSchG) vom 16. Dezember 2003. Verkündet als Artikel 1 des Thüringer Gesetzes zur Ausführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes vom 16. Dezember 2003 (GVBl. S. 511).
- TLS (Thüringer Landesamt für Statistik) (Hrsg.) (2004). Flächennutzung. Flächen nach Art der tatsächlichen Nutzung nach Kreisen. <http://www.tls.thueringen.de/seite.asp?aktiv=dat01&startbei=datenbank/default2.asp> (Stand: 2007) (Zugriff: 2007-07-14).
- TLU (Thüringer Landesanstalt für Umwelt) (1995). Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung Thüringen nach Farbinfrarot-Luftbildern 1:10.000 (BTNK). TLU. Jena.– unveröffentlicht.
- TLUG (Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie) (Hrsg.) (2001). Kartieranleitung zur Offenland-Biotopkartierung im Freistaat Thüringen. TLUG. Jena.– unveröffentlicht.
- TLUG (Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie) (Hrsg.) (2006a). Die Entstehung unserer Böden – eine (fast) unendliche Geschichte. Unterrichtsbegleitendes Material für Schüler und Lehrer der Klassenstufen 8 bis 10. TLUG. Jena.
- TLUG (Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie) (2006b). Katalog zur Methodik der standortbezogenen Bewertung von natürlichen Bodenfunktionen für Thüringen. Entwurfsfassung vom 06.09.2006. Stand: 02.07.2007. TLUG. Jena.– unveröffentlicht.
- TLUG (Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie) (Hrsg.) (2006c). Umwelt und Raum. Umweltrelevante Trends. Thüringen und Deutschland im Vergleich. Flächennutzungswandel und Wohnungsbestand. http://www.tlug-jena.de/uw_raum/index.html (Stand: 2006) (Zugriff: 2007-07-16).
- TLUG (Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie) (2007a). Beantwortung von Fragen zur Thematik „Erstellung eines Bodenschutzkonzepts für die Stadt Jena“. Schriftliche Mitteilung (2007-08-10).
- TLUG (Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie) (2007b). Bodenfunktionsbewertung in Thüringen. Schriftliche Mitteilung (2007-07-16).
- TLUG (Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie) (Hrsg.) (2007c). Böden erfassen und schützen. http://www.tlug-jena.de/contentfrs/fach_04/index.html (Stand: 2007) (Zugriff: 2007-07-16).
- TLUG (Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie) (Hrsg.) (2007d). Wander-
- ausstellung zum Schutzgut Boden. Boden – wertvolle Haut der Erde. http://www.tlug-jena.de/contentfrs/fach_04/index.html (Stand: 2007) (Zugriff: 2007-07-29).
- TMLNU (Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt) (1997). Vorläufige Liste der besonders schutzwürdigen Böden in Thüringen – Regelfallfeststellungen und Handlungsanforderungen zum Vollzug der Eingriffsregelung in Thüringen. Stand 03.04.97. Anhang, S. 17. TMLNU. Erfurt.– unveröffentlicht.
- Umweltamt Jena (2007). Bodenschutz in der kommunalen Bauleitplanung Jenas. Informationsgespräch, Stadtverwaltung Jena (2007-07-05 10.00 Uhr). Umweltamt. Jena.
- Umweltbundesamt (Hrsg.) (2007). Raumbezogene Umweltplanung. Sparsamer Umgang mit Grund und Boden. <http://www.umweltbundesamt.de/rup/flaechen/grund.htm> (Stand: 2007-06-20) (Zugriff: 2007-07-14).
- UVPG (1990/2005). Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG). Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung in der Fassung der Bekanntmachung vom 25. Juni 2005 (BGBl. I S. 1757, 2797), zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 21. Dezember 2006 (BGBl. I S. 3316).
- Walter, R. (2003). Wirtschaftsgeschichte. Vom Merkantilismus bis zur Gegenwart. Wirtschafts- und Sozialhistorische Studien 4. Böhlau. Köln.
- WHG (1957/2002). Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG). Wasserhaushaltsgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 19. August 2002 (BGBl. I S. 3245), zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 10. Mai 2007 (BGBl. I S. 666).

Anschrift

Univ.-Prof. Dr. Martin Sauerwein
Universität Hildesheim
Institut für Geographie
Marienburger Platz 22
31141 Hildesheim
Email: martin.sauerwein@uni-hildesheim.de

B.Sc. Ingo Rehm
Schubartstr. 5
89537 Giengen an der Brenz
Email: ingo.rehm@freenet.de

Bodeninformation als Grundlage des Bodenschutzes am Beispiel des Fachplans Boden der Landeshauptstadt München

Soil Information as Basis for Soil Protection – A „Thematic Soil Plan“ for the City of Munich

CLEMENS GEITNER, MARKUS TUSCH & JÖRN DITTFURTH

Zusammenfassung

Als Grundlage für konkrete Maßnahmen des vorsorgenden Bodenschutzes wurde in Zusammenarbeit mit dem Referat für Gesundheit und Umwelt der Landeshauptstadt München ein „Fachplan Boden“ entwickelt. Er folgt dem Leitbild des Münchener Bodenschutzkonzeptes und orientiert sich an den Bodenfunktionen des Deutschen Bodenschutzgesetzes. Für die konkrete Bewertung der Böden wurden in intensivem Austausch mit den Planungsverantwortlichen Teilfunktionen bzw. Bodenpotenziale festgelegt, die in München von besonderer Relevanz sind. Dann wurden die umfangreichen Datengrundlagen gesichtet, ausgewählt und für die Bewertung aufbereitet. Die wichtigsten Informationen zu den Bodeneinheiten konnten der Standortkundlichen Bodenkarte 1:50.000 mit Beiheft entnommen werden. In Abhängigkeit von der aktuellen Nutzung wurden einige Bodenparameter geringfügig modifiziert. Für die nachfolgende Bewertung konnten weitgehend Algorithmen verwendet werden, die sich in anderen Projekten (z. B. TUSEC-IP) bereits bewährt hatten.

Als Ergebnis liegt auf Basis der Baublöcke für die gesamte Fläche des Stadtgebiets mit Versiegelungsanteilen unter 80 % ein Kartensatz vor, der zehn Einzelkarten mit bewerteten Bodenpotenzialen sowie Karten zu Sonderaspekten (z. B. Versiegelung, Hemerobie) und mit aggregierten Bewertungen enthält. Anhand der Beispiele „Potenzial als Trockenstandort“, „Potenzial als Filter und Puffer für Schwermetalle“ sowie der aggregierten Bewertung der Böden für den Hochwasserschutz werden verschiedene Aspekte andiskutiert: der Einfluss naturräumlich bedingter Bodenausstattung, Modifikationen durch den Nutzungseingriff sowie Möglichkeiten und Grenzen aggregierter Bewertung.

Angesichts der Datenlage, der nutzungsbedingten Überprägung der Böden und methodischer Vereinfachungen müssen die Ergebnisse im Überblicksmaßstab 1:25.000 als plausibel abgeleitete „Hinweiskarten“ gelten, die zwar eine gute Orientierung für die Einschätzung der Böden in Bezug auf ihre Funktionen bieten, im konkreten Einzelfall aber durch Detailkartierungen ergänzt werden müssen.

Vorsorgender Bodenschutz, Bodeninformation, Stadtböden, Bodenbewertung, Bodenpotenziale, Raumplanung, München.

Summary

In cooperation with the Department of Health and Environment of the City of Munich a „Thematic Soil Plan“ (*Fachplan Boden*) was developed as basis for preventive soil protection measures. According to the mission statement of the Munich soil protection concept the Thematic Soil Plan is focussed on the evaluation of soil functions listed in the German Federal Soil Conservation Act. A substantial number of data sources were examined for their suitability, selected and edited as input for the evaluation procedure. The most comprehensive information about soil units could be taken from the Soil Map of Bavaria 1:50,000 (*Standortkundliche Bodenkarte*). Depending on the current form of land use some basic soil parameters were slightly modified. To a large extent the evaluation could be based on algorithms which, already proved to be of value in other projects (e.g. TUSEC-IP).

A set of thematic maps was derived for the entire municipal territory (excluding blocks for which the degree of surface sealing exceeds 80 %). Ten maps of evaluated soil potentials as well as maps showing special characteristics of soils and aggregated evaluation results are included. The procedure is exemplified for two soil potentials and the aggregated evaluation of soil as a factor in flood protection. Several aspects are discussed: How does the natural (soil) environment influence these potentials? How are these potentials altered by anthropogenic changes? What are scopes and limits of aggregated evaluations?

Considering the quality of available input data, the relatively unknown impacts of soil alteration due to land use changes and necessary methodological simplifications the presented results are merely „indicative maps“. They provide a decent overview for assessing soils on a target scale of 1:25,000. However, for a particular planning case on a more detailed level the results must be verified and, if necessary, improved with high quality data from field mapping.

1. Einleitung

Das dem folgenden Beitrag zugrunde liegende Projekt zielt auf eine Verbesserung des Bodenschutzes in der Landeshauptstadt München hin und verknüpft somit die Themenfelder „Bodenschutz“ und „Stadtböden“ (vgl. z. B. Blume, 2004; Sauerwein & Geitner, 2008 in diesem Band). Dem komplexen Thema entsprechend, erfolgte die Bearbeitung transdisziplinär in intensiver Kommunikation zwischen den Fachbereichen Bodenkunde, Geoinformatik und Stadtplanung. Wichtige Grundlagen, was die Inhalte aber auch die Diskussionskultur betrifft, konnten bereits im Rahmen des Projektes TUSEC-IP (Technique of Urban Soil Evaluation in City Regions – Implementation in Planning Procedures) gelegt werden, das im Rahmen der EU-Gemeinschaftsinitiative INTERREG-III-B „Alpenraum“ durchgeführt und vom Referat für Gesundheit und Umwelt der Landeshauptstadt München initiiert und als Leadpartner koordiniert worden ist (RGU München, 2006).

Dass vor allem in Deutschland in den vergangenen Jahren sowohl in der Planungspraxis als auch in der Wissenschaft zahlreiche Projekte und Untersuchungen zum Thema Bodenschutz in Stadtregionen durchgeführt wurden, ist auf das 1998 erlassene „Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sicherung von Altlasten“ (Bundesbodenschutzgesetz, BBodSchG, 1998) zurückzuführen. Im Hinblick auf den vorsorgenden Bodenschutz fordert es, die „Funktionen des Bodens nachhaltig zu sichern“ und entsprechend „Vorsorge gegen nachteilige Einwirkungen“ zu treffen (§ 1 BBodSchG 1998). Um diesen Ansprüchen in der Planungspraxis gerecht werden zu können, bedarf es bestimmter Voraussetzungen, was die Definition der Bewertungskriterien, die funktionsbezogenen Bewertungsverfahren und die Datengrundlage betrifft (Geitner et al., 2007a). Für eine Reihe von Städten sind bodenkundliche Grundlagen dieser Art erarbeitet worden, die für die Planung in Wert gesetzt werden können, z. B. für Stuttgart (Holland, 1995; Stahr et al., 2003), Frankfurt (Berger, 2000), Halle (Sauerwein, 2002), Hamburg (Hochfeld et al., 2003), Berlin (Faensen-Thiebes et al., 2006) und Osnabrück (Meuser & Greiten, 2006). Die entsprechenden Ausarbeitungen für München liegen in Form interner Gutachten vor (Geitner et al., 2007a, b, c), Teilaspekte wurden von Tusch et al. (2007, 2008) bereits publiziert. In den oben genannten Arbeiten kommen in Abhängigkeit von der konkreten Themenstellung, dem Bearbeitungsmaßstab und der Datenbasis unterschiedliche Ansätze und Verfahren zur Anwendung. Sowohl für die weitere praktische Anwendung als auch aus wissenschaftlichen

Gründen wäre es lohnenswert, einen genaueren Vergleich dieser Einzelarbeiten vorzunehmen. Dabei sollten die abweichenden Vorgehensweisen nicht nur gesichtet, sondern auch bewertet werden, um einerseits aus einer vorläufigen Synthese gewisse Standards herauszuarbeiten, andererseits den zukünftigen Optimierungbedarf klar aufzuzeigen.

Neben den harten Fakten der Bodendaten und Bewertungsalgorithmen sollte aber auch die übergeordnete Diskussion zum Thema Bodenschutz nicht zu kurz kommen. Jede Schutzstrategie orientiert sich an gewissen Leitbildern und bedient sich dementsprechender Argumente, oftmals jedoch ohne eine bewusste Reflexion der zugrunde liegenden Wertmaßstäbe. Eine diesbezügliche Diskussion erweist sich im Bodenschutz als besonders notwendig, denn zum einen ist der Boden als Schutzgut noch zu wenig etabliert, zum anderen unterscheidet er sich in zentralen Punkten von anderen Schutzgütern wie Flora, Fauna, Wasser und Luft. Für die Ableitung planungsrelevanter Bodenkriterien ist es beispielsweise nicht unerheblich, ob wir den Boden im Hinblick auf die Erhaltung unserer Lebensqualität bewerten (z. B. Grundwasserschutz), ob der Arten- und Biotopschutz im Vordergrund steht (z. B. Biotopentwicklung auf Magerstandorten) oder ob wir den Boden selbst in das Zentrum der Betrachtung rücken und beispielsweise seine Natürlichkeit, Seltenheit oder Bedeutung als typisches Landschaftselement hervorheben.

Auch wenn die Ziele und Verfahren für den Bodenschutz in zahlreichen Fallstudien befriedigend geklärt und erarbeitet werden konnten, ist es oftmals ein weiter Weg bis zur Umsetzung ihrer Ergebnisse. Ein erstes Fazit kann daher vorweg genommen werden: Trotz noch immer vorhandenem Forschungsbedarf im Hinblick auf die Genese, Eigenschaften und Bewertung von Stadtböden sind in zahlreichen Städten Verfahren entwickelt worden, die es ermöglichen, den Forderungen des Gesetzes weitgehend gerecht zu werden. Es ist daher die Politik gefragt zu zeigen, dass auch ein entsprechender Wille besteht, den Bodenschutz als eine ernst zu nehmende Entscheidungsgrundlage in die Planung zu integrieren.

2. Stadtentwicklung, Bodeninventar und Bodenschutz in der Landeshauptstadt München

2.1 Aspekte der Stadtentwicklung

Die Anfänge und ersten planmäßigen Erweiterungen der Stadt München fallen in jene Zeit der großen Stadtgründungen zwischen dem 12. und 15. Jahrhundert, in der die Anzahl der Städte in Mitteleuropa von rund 200 auf 3.000

anstieg. Ein erster Stadtplan von München und Umgebung liegt aus dem Jahr 1613 vor. Demnach betrug damals die von der Stadtmauer umschlossene Fläche nur rund 2 km². Direkt an den Stadtgraben angrenzend erstreckte sich die landwirtschaftliche Flur mit intensiver ackerbaulicher Nutzung (z. B. als Krautäcker, Hopfengärten), an die sich – etwas stadtferner – extensive Weiden anschlossen (Landeshauptstadt München, 2004). Mit der fortschreitenden Ausdehnung der Stadt, die vor allem im 19. Jahrhundert an Dynamik gewann und in den von Max Megele (1951) angefertigten synoptischen „Entwicklungskarten“ für den Zeitraum von 1808 bis 1958 in fünfundwanzigjährigen Perioden detailliert dargestellt ist, verlagerten sich auch diese Nutzungsgürtel sukzessive nach außen. Das bedeutet, dass nahezu alle Böden im heutigen Münchener Stadtgebiet einst ackerbaulich überprägt worden sind, wenn sie nicht zu skelettreich und trocken oder zu feucht waren.

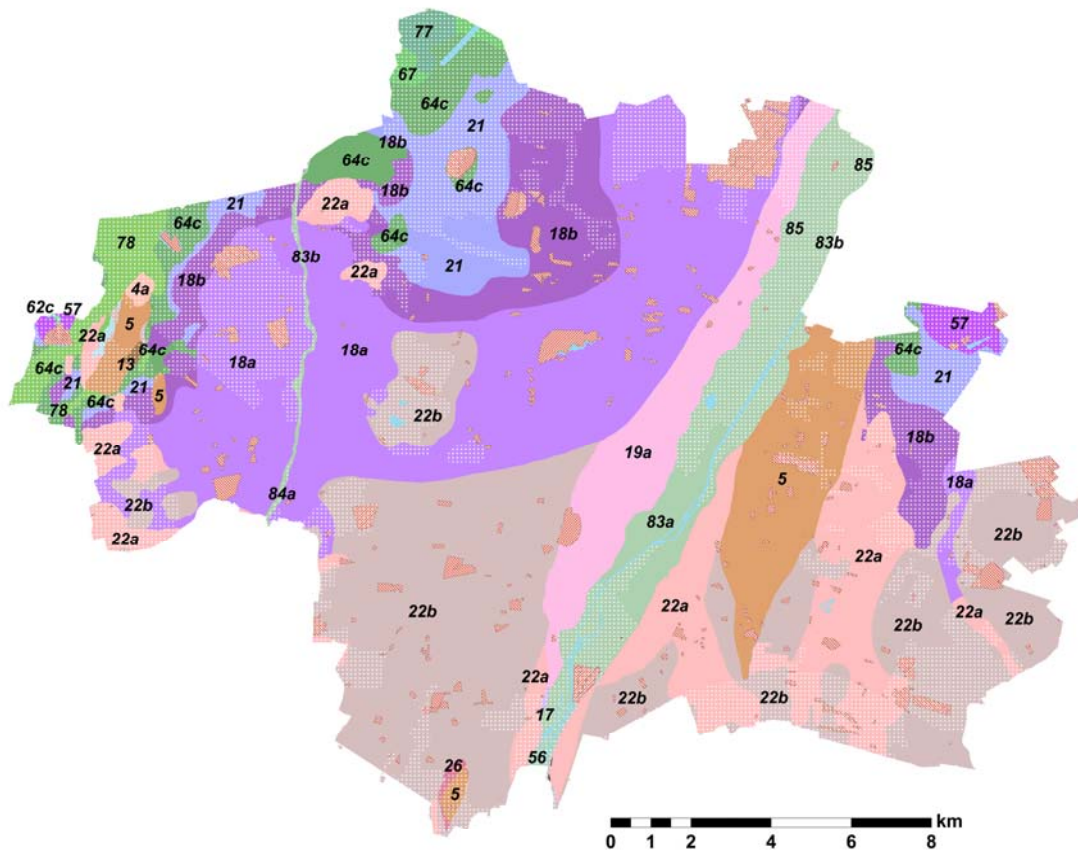
Die typisch städtische Überprägung der Böden erfolgte im Wesentlichen erst im 20. Jahrhundert und ist, wenn man von Bodenverlust durch Überbauung und Versiegelung einmal absieht, vor allem durch Umlagerung des Bodenmaterials und durch Beimengung von Fremdstoffen geprägt. Ein einschneidendes Ereignis in diesem Sinne stellen die großflächigen Zerstörungen im Zweiten Weltkrieg dar, die neben der Industrie und der Infrastruktur vor allem der inneren Stadt galten. Sie führten hauptsächlich im Stadtkern und in den Altstadtrandgebieten zu der unvorstellbaren Menge von über fünf Millionen Kubikmeter Schutt (Klingbeil, 1987). Neben den bekannten Trümmerbergen im späteren Olympiagelände und im Luitpoldpark gelangte rund ein Fünftel dieses Schuttes auf verschiedene kleine Ablagerungsstellen und in Keller geräumter Grundstücke, wobei die derart verfüllten Bereiche nicht mehr exakt lokalisiert werden können. Eine gewisse Vorstellung, welche Flächen von solchen Schuttbeimengungen betroffen sein können, bietet der Falk-Patent-Stadtplan von München aus dem Jahr 1949, in dem alle Teil- und Totalzerstörungen parzellenscharf dargestellt sind. Auch solche Informationen können bei der Bodenbewertung in Wert gesetzt werden.

An erster Stelle ist jedoch in Bezug auf die Stadtentwicklung die Gefährdung der Böden durch Überbauung und Versiegelung zu nennen. Für den Zeitraum von 1993 bis heute ist ein durchschnittlicher zusätzlicher „Flächenverbrauch“ von 47 ha für Siedlungs- und Verkehrsflächen zu verzeichnen (Geitner et al.,

2007b). Der durch stetes Wachstum von Wirtschaft und Bevölkerung bedingte hohe Flächenbedarf führt nicht nur zu exorbitanten Grundstückspreisen in der Innenstadt (im Einzelfall bis zu 45.000 € pro Quadratmeter, Landeshauptstadt München, 2004), sondern vor allem zu einschneidenden Verlusten landwirtschaftlich genutzter Böden in den Randbereichen der Stadt. Der ehemalige Oberbürgermeister Hans-Jochen Vogel hat bereits in den 1970er Jahren auf die einseitige Betrachtungsweise des Bodens mit folgenden Worten hingewiesen: „Der Grundfehler liegt schon darin, dass wir den Boden hinsichtlich der Preisbildung wie eine beliebige Ware behandeln. Das ist er aber nicht. Er ist vielmehr als einziges Gut un-vermehrbar, unverzichtbar, unzerstörbar. Niemand kann auch nur eine Minute leben, ohne ein Stück Boden zu benutzen“ (Landeshauptstadt München, 2004, S. 132). Diese Aussage könnte zum Motto des vorliegenden Projektes erhoben werden, allerdings mit der kleinen, aber zentralen Korrektur, dass Boden doch und zwar in vielfältiger Weise zerstörbar ist. Die langjährigen Bemühungen des Referats für Gesundheit und Umwelt der Landeshauptstadt München, Worten wie diesen in der täglichen Planungspraxis entsprechende Taten folgen zu lassen, waren Anlass, das vorliegende Projekt durchzuführen.

2.2 Die Böden im Stadtgebiet

Die natürliche Differenzierung und räumliche Verteilung der Bodentypen bzw. Bodenformen, wie sie in Abbildung 1 nach Standortkundlicher Bodenkarte von Bayern (Bayerisches Geologisches Landesamt, 1986) und Ergänzungen durch Linder (1998) dargestellt sind, ergibt sich in erster Linie aus ihrer regionalen naturräumlichen Einbindung, die im Folgenden in Anlehnung an die Publikationen von Michler (1994) sowie Meyer & Schmidt-Kaler (1997) charakterisiert wird. Das gesamte Stadtgebiet liegt im Bereich der so genannten Münchener Schotterebene, die sich aus der Vereinigung der Schwemmfächer im Vorfeld der Jungmoränen der zwei großen Vorlandgletscher von Inn und Isar gebildet hat und sich über rund 50 km von Holzkirchen bis zum Rand des Tertiärhügellandes erstreckt. Sie ist mit 4 ‰ schwach nach Norden geneigt und dünnt mit zunehmender Entfernung von den Endmoränen aus. Unter den kalkdominierten, meist gut sortierten, quartären Schottern liegen die tertiären Sedimente der Oberen Süßwassermolasse, die als Wasserstauer fungieren.



Bodenformen

- | | |
|--|---|
| <ul style="list-style-type: none"> 4a Parabraunerde aus Löß 5 Braunerde, z.T. Parabraunerde aus Lößlehm 13 Pseudogley-Braunerde, z.T. Pseudogley-Parabraunerde aus Lößlehm 17 Pararendzina und Braunerde-Pararendzina aus carbonatreichem Schotter 18a Ackerpararendzina aus carbonatreichem Schotter 18b Ackerpararendzina, humusreich 19a Pararendzina aus carbonatreichem Schotter mit Flußmergeldecke 21 Pararendzina, sehr humusreich, aus carbonatreichem Schotter, örtlich mit dünner Flußmergeldecke 22a Parabraunerde, z.T. Ackerparabraunerde 22b Parabraunerde, mittlere bis große Entwicklungstiefe, z.T. tiefhumos 26 Parabraunerde und Braunerde aus Hochterrassenschotter 56 Bodenkomplex Syrosem-Pararendzina an Steilhängen 57 Rendzina aus Kalktuff und Alm 62c Kalkanmoorgley aus Alm über carbonatreichem Schotter 64c Kalkhaltiger Anmoorgley aus carbonatreichem Schotter | <ul style="list-style-type: none"> 67 Moorgley und Moorschichtgley aus carbonatreichem Schotter 73a Gley und Braunerde-Gley 77 Kalkhaltiges Niedermoor über Jungmoräne oder carbonatreichem Schotter 78 Niedermoor und Übergangsmoor über Moräne, carbonatreichem Schotter oder Talsedimenten 83a Graue Auenrendzina (Kalkpaternia), bei großen Hochwässern überflutet 83b Graue Auenrendzina (Kalkpaternia), früher bei großen Hochwässern überflutet, äußerst carbonatreich 84a Braungraue bis Graubraune Auenrendzina (Kalkpaternia), bei sehr großen Hochwässern tw. überflutet 85 Braune Auenrendzina (Kalkpaternia), nicht mehr überflutet Abgrabung Aufschüttung Gewässer kartierte Bereiche |
|--|---|

Abb. 1: Karte der potenziell natürlichen Bodenformen (Datenquellen: Bayerisches Geologisches Landesamt, 1986 und Linder, 1998)

So homogen Geologie und Relief des Münchner Raumes auf den ersten Blick erscheinen mögen, gibt es doch einige lokale Besonderheiten, die auch bodenkundlich von Relevanz sind. So finden sich neben den weit verbreiteten, jüngsten pleistozänen Schottern der Würm-Eiszeit (Niederterrassenschotter) vor allem östlich, aber auf kleinen Flächen auch westlich der Isar ältere Schotter der Riss-Eiszeit (Hochterrassenschotter). Sie ragten als „Inseln“ während der letzten Eiszeit aus dem

fluvialen Ablagerungsmilieu heraus und wurden mit Löss überdeckt, aus dem durch spätere Verwitterung (Entkalkung) Lösslehm hervorging. Die größte dieser Lösslehmdecken (auch als „Lössriedel“ bezeichnet) liegt zwischen Ismaning und Berg am Laim („Ismaninger Lehmzunge“). Sie bot den Rohstoff für zahlreiche Münchener Ziegeleien, die auf alten Karten noch verzeichnet sind. Zwei weitere, kleinere Lössriedel liegen zum einen zwischen Forstenried und Pullach am südlichen Stadt-

rand, zum anderen zwischen Gröbenzell und Aubing am westlichen Stadtrand.

Die Differenzierung der Schotterflächen im Münchener Raum spiegelt sich in Höhenunterschieden von knapp 20 Metern wider. Sie sind der Isar zuzuschreiben, die sich in die hochglazialen Schotterablagerungen mehrfach eingeschnitten hat und dabei zwei Terrasseneinheiten schuf. Die älteste Einheit, auf der sich auch die Altstadt befindet („Altstadtstufe“), besteht aus spätwürmeiszeitlichen Schottern und erstreckt sich in einem breiten Streifen auf der Westseite der Isar von Thalkirchen in nördlicher Richtung. Westlich reicht sie bis zur Theresienwiese, der Standort der Bavaria markiert mit der hier deutlich erhaltenen Terrassenkante wieder das Niveau der Münchener Schotterebene. Die Ablagerungen der Altstadtstufe sind im Gegensatz zur Schotterebene durch die spätglaziale fluviale Dynamik der Isar geprägt und dementsprechend mit einer mehr oder weniger mächtig ausgeprägten Flussmergeldecke versehen, die auf Bodenbildung und Bodeneigenschaften einen wichtigen Einfluss hat. Im Holozän schließlich bildete sich die eigentliche „Auenstufe“, die im Stadtbereich zwischen einem und zwei Kilometern breit ist und auf der sich beispielsweise der Englische Garten befindet. Den dort verbreiteten jungen Auenböden fehlt allerdings die typische fluviale Dynamik, die mit der Isarregulierung (1870 bis 1935) stark zurückgedrängt und mit der Fertigstellung des Sylvensteinspeichers 1959 fast ganz unterbunden wurde (Michler, 1994).

Die Münchener Schotterebene bildet die flächenmäßig größte naturräumliche Einheit im Stadtgebiet. Da ihre meist groben, kalkdominierten Schotter nur langsam verwittern und dabei nur sehr geringe Mengen an lehmigem Rückstand freisetzen, sind die Böden in der Regel nur geringmächtig entwickelt, edaphisch trocken und nährstoffarm. Aufgrund wechselnder Substratzusammensetzung und unterschiedlich großem Grundwasserflurabstand finden sich dennoch verschiedene Bodenformen. So treten beispielsweise im gesamten südlichen Stadtbereich eher Böden mit größerer Entwicklungstiefe (Parabraunerden) auf, im Norden dagegen eher geringmächtig entwickelte Böden (Ackerpararendzinen). Grund für diese Differenzierung ist vor allem die Tatsache, dass im Süden den groben Schottern zumindest teilweise feinere Sedimente beige-mischt bzw. überlagert sind.

Im Bereich der Stadt München ist die Schotterebene im Mittel rund 10 Meter mächtig, der Schwankungsbereich liegt zwischen zwei und 20 Metern. Da die unterlagernden Schichten der Oberen Süßwassermolasse wasserstauend wirken, finden sich überall dort Grundwas-

ser beeinflusste Böden, wo die Schotter auf wenige Meter ausdünnen und sich somit die Geländeoberfläche dem Grundwasserspiegel annähert. Da dies vor allem nach Norden in Richtung des Tertiärhügellands der Fall ist, finden sich hier ausgedehnte Feuchtstandorte, die Niedermoorgebiete des Dachauer-, Freisinger- und Erdinger Moores. Auch wenn der Großteil der ehemaligen Feuchtflächen mit ursprünglichen Torfmächtigkeiten bis zu fünf Metern systematisch entwässert und abgetorft worden ist, sind bestimmte Merkmale der Moore (Torfanteil) und Gleye (Hydromorphie) den Böden erhalten geblieben. Im Übergangsbereich zwischen den eher edaphisch trockenen Standorten der Münchener Schotterebene und diesen Feuchtkomplexen befinden sich terrestrische Böden (Ackerrendzinen) mit standortbedingtem hohem Humusanteil.

Diese nur im Überblick skizzierte, naturräumlich bedingte Differenzierung der Böden im Stadtgebiet von München wurde und wird kleinräumig durch vergangene und aktuelle Nutzung mehr oder weniger stark überprägt. Bei einer Bodenbewertung im Überblicksmaßstab stehen zunächst diese natürlichen Merkmale im Vordergrund. Denn die anthropogene Überprägung erfolgte und erfolgt so kleinräumig, dass sie nur bedingt und stark generalisiert mit berücksichtigt werden kann. Die Ergebnisse verstehen sich daher als plausibel abgeleitete Hinweise, die bei entsprechenden Planungsentscheidungen im Detailmaßstab überprüft und differenziert werden müssen.

2.3 Bodenschutzstrategie der Landeshauptstadt und strategische Elemente ihrer Umsetzung

Im Jahr 1996 beauftragte der Stadtrat der Landeshauptstadt München das damalige Umweltschutzreferat (heute: Referat für Gesundheit und Umwelt, RGU), ein Bodenschutzkonzept für die Landeshauptstadt zu entwickeln, das 2000 zur Beschlussfassung bei der öffentlichen Sitzung des Umweltausschusses vorgelegt wurde (RGU München, 2000). Es folgt dem Leitbild des „dauerhaft nachhaltigen Umgangs mit der Ressource Boden zur Sicherung bzw. Wiederherstellung seiner ökologischen Leistungsfähigkeit“ und stellt Leitlinien und Strategien für seine Umsetzung vor. Der vorliegende Fachplan Boden orientiert sich an diesen Vorgaben und bietet eine an den Bodenfunktionen ausgerichtete und auf Erkenntnissen des Projektes TUSEC-IP aufbauende Bewertung der Böden im Stadtgebiet, die in einem Satz digitaler Karten und einem erläuternden Textband dargestellt ist (Geitner et al., 2007a). Neben dem Fachplan Boden, der im Folgenden detailliert vorgestellt wird, wurden drei weitere Instrumente zur Umsetzung des

Bodenschutzkonzeptes ausgearbeitet, die an dieser Stelle nur kurz skizziert werden sollen, weil sie den Fachplan Boden als praxistaugliche Entscheidungsgrundlage ergänzen bzw. seine Umsetzung maßgeblich unterstützen.

(1) Bodensteckbriefe:

Sie bieten für die 23 Bodenformen des Stadtgebietes eine tabellarische Zusammenstellung aller vorhandenen Informationen und Auswertungen, die der Standortkundlichen Bodenkarte von Bayern 1:50.000 (Bayerisches Geologisches Landesamt, 1986) und der vorliegenden Studie entnommen sind (Geitner et al., 2007c). Zudem enthalten sie jeweils Gesichtspunkte zum Bodenschutz sowie Empfehlungen für die Planung und stellen somit eine zusätzliche, leicht handhabbare Entscheidungshilfe für den Planer dar.

(2) Bodeninformationssystem:

Die kaum überschaubare Fülle vorhandener Daten und eine große Differenzierung der Aufgabenbereiche in größeren Verwaltungseinheiten fordert ein gutes Datenmanagement. Denn zu oft kommt es noch immer vor, dass geeignete Daten zwar prinzipiell vorliegen, deren Existenz einem aktuell darauf angewiesenen Sachbearbeiter jedoch nicht bekannt ist. Das „Fachinformationssystem Boden“ ist daher ein unverzichtbares Werkzeug, um alle Boden relevanten Basisdaten sowie die Bewertungskarten des Fachplans Boden sämtlichen städtischen Dienststellen einheitlich zur Verfügung zu stellen. Die technische Umsetzung in Form eines internet-basierten Systems erfolgte durch die Firma GRID-IT, Innsbruck. Aktuell wird eine Lösung zur Migration auf das demnächst eingeführte Betriebssystem „LiMux“ erarbeitet.

(3) Flächenmonitoring:

Der Verlust von Böden durch Überbauung und Versiegelung stellt in der Regel die größte Gefährdung im Siedlungsbereich dar. Somit ist der „sparsame Umgang mit Grund und Boden“, wie er etwa in § 1a, Abs. 2 BauGB oder § 2, Abs. 2 ROG als ein Grundsatz der Raumordnung postuliert wird, nicht nur ein allgemeines Ziel der nachhaltigen Siedlungsentwicklung, sondern ebenfalls ein essentieller Beitrag zum Bodenschutz, insbesondere dann, wenn qualitative Aspekte des Bodens mit quantitativem Flächenschutz kombiniert werden. Ein Erfolg bei der Reduzierung des Flächenverbrauchs setzt klar definierte Ziele von Seiten der Politik voraus. Ebenso wichtig allerdings ist ein adäquates Instrument, mit dem anhand geeigneter Indikatoren die aktuelle Entwicklung erfasst und somit der Erfolg der eingeschlagenen Strategien überprüft werden kann. Hierzu liegt ebenfalls ein Konzept vor, das sich an gebräuchlichen Standards orientiert, dabei aber

auch die spezifische Datenlage der Stadt München berücksichtigt (Geitner et al., 2007b).

3. Der Fachplan Boden

3.1 Ausgangsfragen und Bewertungskriterien

Ausgangspunkt für den Fachplan Boden war ein konkretes Informationsdefizit in der täglichen Planungspraxis. Es stellten sich immer wieder die folgenden Fragen in Bezug auf den Bodenschutz, die nicht, nur unzureichend oder nur mit unvertretbar großem Zeitaufwand zu beantworten waren:

- Wo befinden sich im Stadtgebiet von München schützenswerte Böden und aufgrund welcher konkreter Eigenschaften und Leistungen sind diese Böden schützenswert?
- Welche (zu planenden) Nutzungen sind für welche Böden im Stadtgebiet ökologisch verträglich?
- Welche und wie viele Böden (Flächen) werden durch welche aktuellen bzw. geplanten Nutzungen im Stadtgebiet beeinträchtigt und/oder geschädigt und/oder zerstört?

Von diesen Fragen ausgehend, wurden in einem ausführlichen Diskussionsprozess mit den Planungsverantwortlichen die Kriterien entwickelt, hinsichtlich derer die Böden zu bewerten sind, um den spezifischen Zielen und Problemen des vorsorgenden Bodenschutzes in der Raumplanung der Stadt München bestmöglich gerecht zu werden. Als wesentliche Themen wurden dabei immer wieder das Biotopentwicklungspotenzial (Bereitstellung von Ausgleichsflächen), das Versickerungspotenzial (dezentrale Versickerung und Hochwasserschutz) sowie das Potenzial der Böden als Filter und Puffer für Schadstoffe (Grundwasserschutz) genannt. Im Folgenden können die einzelnen Arbeitsschritte der Bodenbewertung nur skizziert werden. Da die Transparenz hinsichtlich Datenverwendung und angewandeter Verfahren sowie die Diskussion der Unsicherheiten einen zentralen Bestandteil der Ausarbeitung darstellen, wurde neben den Karten ein umfassender Textband zum Projektabschluss vorgelegt (Geitner et al., 2007a).

3.2 Datengrundlagen und -aufbereitung

Ein wesentlicher und oft zeitaufwendiger Bearbeitungsschritt ist die Sichtung der Datengrundlagen, die für die Bodenbewertung relevant sein könnten. Dabei geht es nicht nur darum, möglichst alle vorhandenen Daten zu erfassen, sondern diese im Hinblick auf ihre bodenkundliche Relevanz, aber ebenso auf Verfügbarkeit, Geometrie, Maßstab, Erhebungsart und inhaltliche Differenzierung kri-

tisch zu prüfen. Unter Berücksichtigung dieser Gesichtspunkte wurden im Wesentlichen folgende Datenquellen verwendet.

Bodendaten

Die Abgrenzung der Bodeneinheiten erfolgte anhand der Standortkundlichen Bodenkarte von Bayern im Maßstab 1:50.000 (Bayerisches Geologisches Landesamt, 1986), ergänzt um die Karte der potenziellen Bodenformen nach Linder (1998), die auf Grundlage von Sekundärdaten und Experteneinschätzungen eine zusätzliche Differenzierung der nicht kartierten Innenbereiche beinhaltet. Für die somit ausgewiesenen Bodeneinheiten liegen horizontbezogene physikalische und chemische Bodenparameter aus dem Beiheft zur Standortkundlichen Bodenkarte vor, die für die Bewertung herangezogen werden konnten. Für die landwirtschaftlichen Flächen wurden ergänzend Übersichtskarten der Finanzbodenschätzung im Maßstab 1:25.000 verwendet. Von den genannten Bodeninformationen ausgenommen wurden nur solche Bereiche, die in einem Datensatz des Referats für Gesundheit und Umwelt als Abgrabungs- oder Aufschüttungsflächen ausgewiesen waren (vgl. Abb. 1).

Nutzungs- und Versiegelungskarten

Die Realnutzung wurde der Karte der ökonomischen Grundstruktur entnommen und mit detaillierteren Informationen zu den Grün- und Freiflächen, den Gleisanlagen und Flächen mit Straßenbegleitgrün aus der Karte der Oberflächenstrukturen ergänzt. Zusätzlich erfolgte eine Differenzierung der baulichen Nutzungen „Wohnen“ und „sonstige, nicht emittierende Nutzungen“ nach dem Grad der Versiegelung (< 50 % vs. > 50 %). Die Versiegelung wurde der entsprechenden Kartierung von 1994 entnommen und teilweise auf Basis von Luftbildern (GoogleEarth, 2005, 2006) aktualisiert.

Zusätzliche Datenquellen

Eine ganze Reihe weiterer Datengrundlagen wurde für einzelne Bearbeitungsschritte herangezogen, die für das bessere Verständnis des Verfahrens wenigstens genannt werden müssen. Als elementare Raumeinheit für die Bewertung dienten die rund 10.000 Baublöcke aus der Stadtgrundkarte. Das Kataster der Altlastenstandorte und Altlastenverdachtsflächen wurde zur einschränkenden Bewertung der Funktion des Bodens als Lebensraum und Lebensgrundlage für den Menschen herangezogen. Die Karte des Grundwasserflurabstands aus dem Umweltatlas des Referats für Gesundheit und Umwelt bot ergänzende Informationen für alle Bewertungen, die mit dem Wasserhaushalt zusammenhängen. Die Digitale Karte der Bodendenkmäler (Bayerisches

Landesamt für Denkmalpflege, 2006) wurde zur Bewertung der Funktion des Bodens als kulturräumliches Archiv in Wert gesetzt.

Zahlreiche Datenquellen, die nicht direkt in das Bewertungsverfahren eingeflossen sind (z. B. Topographische Karten, Geologisch-hydrologische Karte, Karten des Arten- und Biotopschutzprogramms, Flächennutzungsplan und Landschaftsplan, historische Karten usw.) dienten dem Vergleich oder der Plausibilitätsprüfung der Bewertungsergebnisse. Auch die Ergebnisse kleinflächiger Detailkartierungen Münchener Stadtböden (Bayerisches Geologisches Landesamt, 1993; Lehmann, 2001; Tusch et al., 2005; jeweils 1:5.000) waren als Referenzmaterial nützlich.

Datenaufbereitung und Modifikation der Bodenparameter in Abhängigkeit von der Nutzung

In vielen Fällen können die Daten zur Bearbeitung nicht direkt so übernommen werden, wie sie vorliegen. Die Aufbereitung betrifft drei Bereiche, nämlich den inhaltlichen Abgleich, die Aktualisierung und die geometrische Anpassung für die Überlagerung der Datenebenen in einem Geographischen Informationssystem. Auch diese Arbeitsschritte sind hinsichtlich des Zeitaufwands leicht zu unterschätzen.

In Bezug auf die mehr oder weniger starke anthropogene Überprägung der Münchener Böden stellte sich die Frage, ob und wie diese im Überblicksmaßstab berücksichtigt werden könnte. Dass es einen systematischen Zusammenhang zwischen Nutzungsform und Bodenveränderungen gibt, ist zwar bekannt und kann entsprechend beschrieben werden (Sauerwein, 2002; Blume, 2004), um diese Informationen aber in den Bewertungsalgorithmen verwenden zu können, bedarf es einer eindeutigen Quantifizierung. Diese wurde in Anlehnung an die Arbeiten von Stahr et al. (2003) unter Berücksichtigung der Münchener Bodenverhältnisse durchgeführt (Geitner et al., 2007a). Demnach wurden in Abhängigkeit von den 21 Nutzungskategorien teilweise Zuschläge bei den Bodenparametern Skelettgehalt, pH-Wert und Humusgehalt bzw. Abschläge bei der Lagerungsdichte vorgenommen. Die Modifizierung der Werte erfolgte sehr moderat und nur bei den Nutzungen, bei denen die Auswirkungen auf den Boden als relativ sicher gelten können. Es muss dabei aber betont werden, dass hinsichtlich der Verknüpfung von Nutzung und Bodenveränderung noch erheblicher Forschungsbedarf besteht, zumal die historische Dimension des Nutzungswandels mit zu berücksichtigen ist.

3.3 Bodenpotenziale und Bewertungsverfahren

Die Bewertung der Böden orientiert sich an den Bodenfunktionen, wie sie im Bundesbodenschutzgesetz (§ 2, Abs. 2 BBodSchG, 1998) aufgeführt sind. Da diese aber inhaltlich sehr weit gefasst sind, müssen sie für eine konkrete Bewertung deutlich eingegrenzt werden. Dies erfolgt oftmals über die Kategorien der „Teilfunktionen“ und „Kriterien“ (vgl. Adhoc-AG Boden, 2005, S. 341). Im Folgenden wird jedoch in Anlehnung an Hepperle & Stoll (2006, S. 22) der Begriff des „Bodenpotenzials“ verwendet, als Maß, „mit welchem ein bestimmter Boden die genannten Funktionen erfüllen kann“. Folgende zehn Potenziale wurden bewertet und unter Verwendung einer fünfstufigen Skala in Kartenform im Maßstab 1:25.000 dargestellt:

- Potenzial als Lebensgrundlage und Lebensraum für den Menschen,
- Potenzial als Trockenstandort (Biotpenwicklung),
- Potenzial als Feuchtstandort (Biotopentwicklung),
- Versickerungspotenzial für Oberflächenwasser,
- Retentionspotenzial bei Starkniederschlägen,
- Grundwasserneubildungspotenzial,
- Potenzial als Filter und Puffer für Schwermetalle,
- Potenzial als Archiv für die Naturschichte,

- Potenzial als Archiv für die Kulturgeschichte,
- Produktionspotenzial für die Landwirtschaft.

Zur inhaltlichen Ergänzung wurden drei weitere Karten zu den Themen „Versiegelungsgrad“, „anthropogene Überprägung“ und „Erosionsempfindlichkeit“ erstellt. Zudem wurden aggregierte Karten entwickelt, in denen Einzelbewertungen im Hinblick auf bestimmte Aussagen zusammengefasst wurden, beispielsweise zu den ausgewählten Themen „Biotoppotenzial“, „Bedeutung für den Hochwasserschutz“ und „Kontaminationsgefahr für das Grundwasser“. Schließlich wurde ein Entwurf für eine Gesamtbewertung vorgelegt und diskutiert.

Bei der Wahl bestimmter Bewertungsverfahren für die jeweiligen Bodenpotenziale spielte die Datenverfügbarkeit eine zentrale Rolle. Im vorliegenden Projekt konnte in vielen Fällen auf die im Projekt TUSEC-IP zusammengestellten, weiter entwickelten und getesteten Verfahren der Bodenbewertung zurückgegriffen werden (Lehmann et al., 2006, vgl. auch RGU München, 2006). Sie beziehen sich zwar im Wesentlichen auf den Detailmaßstab, lassen sich aber bei entsprechender Datenlage auch im Überblicksmaßstab anwenden. Zusätzlich kamen Verfahren des Bayerischen Geologischen Landesamtes (2003) zur Anwendung. Ergänzende inhaltliche Anregungen wurden den Arbeiten des Umweltministeriums Baden-Württemberg (1995), von Berger (2000) und Hochfeld et al. (2003) entnommen.

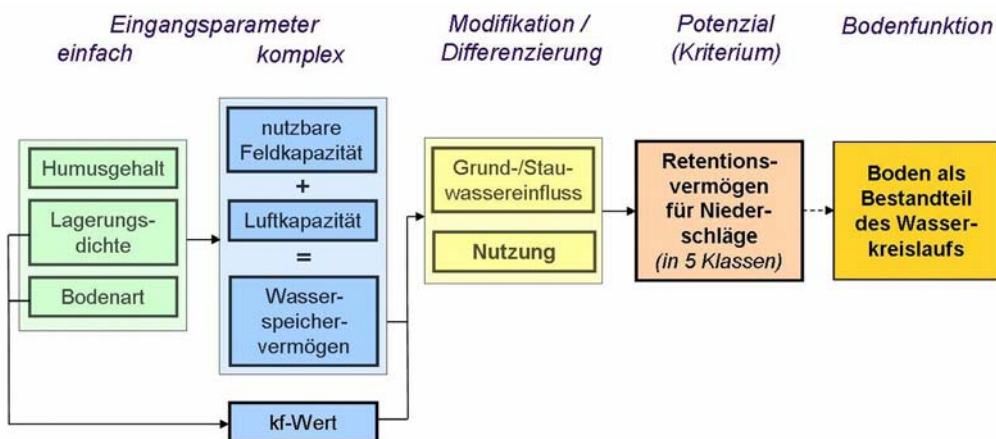


Abb. 2:: Schematischer Ablauf der Bewertung des „Versickerungspotenzials für Oberflächenwasser“ als Aspekt der Funktion „Boden als Bestandteil des Wasserhaushalts“ (modifiziert nach Bayerisches Geologisches Landesamt 2003: 40ff.)

Der prinzipielle Ablauf des Verfahrens der Bodenbewertung wird in Abbildung 2 an dem Beispiel „Versickerungspotenzial für Oberflächenwasser“ verdeutlicht. Als Eingangsparameter können je nach Verfügbarkeit einfache oder komplexe Bodenmerkmale verwendet werden. Die Verknüpfungsregeln und die jeweiligen Klassenbreiten bzw. Grenzwerte sind der Literatur zu entnehmen (Müller, 2004; Lehmann et al., 2006), müssen mitunter aber auf die spezifische Situation einer Beispielregion angepasst werden (vgl. Geitner et al., 2007a).

3.4 Beispiele für die Bewertung von Bodenpotenzialen

Im Folgenden werden ausgewählte Beispiele von Bewertungskarten aus dem Fachplan Boden vorgestellt, eine im Überblick für das gesamte Stadtgebiet, zwei in der Detailansicht der Baublöcke für einen Ausschnitt zwischen Nymphenburger Park und Olympiapark. Dabei zeigt sich einerseits, wie sich die räumlichen Muster der natürlichen Bodenausstattung in den Bewertungsergebnissen durchpausen, andererseits, wie sich, vor allem durch die Berücksichtigung von Nutzungsaspekten, Bewertungsergebnisse von Block zu Block ändern können. Zudem sollen die nachfolgenden Erläuterungen zeigen, dass die Bewertungsergebnisse nie einfach unbesehen verwendet werden dürfen, sondern im Hinblick auf ihrer Aussagen kritisch betrachtet werden müssen, um sie den Zielen und Wertmaßstäben gemäß umsetzen zu können.

Potenzial als Trockenstandort

Die für Abbildung 3 durchgeführte Bewertung stützt sich auf die Wasserspeicherfähigkeit des Bodens, d. h. auf die nutzbare Feldkapazität im Wurzelraum (Bayerisches Geologisches Landesamt, 2003). Ist diese aufgrund hoher Steingehalte bzw. technogener Substrate und tonarmer Feinerde sehr gering, tritt in den niederschlagsfreien Phasen während der Vegetationsperiode edaphisch bedingter Trockenstress auf. Das wiederum führt zur Begünstigung trockenheitstoleranter Pflanzen- und Tiergesellschaften mit einer in der Regel hohen Zahl seltener Arten.

Die Bewertungskarte zeigt insgesamt große zusammenhängende Flächen einheitlicher Bewertung. Mit einer grauen Signatur sind Bereiche gekennzeichnet, die zu mehr als 80 % versiegelt sind und daher aus der Bewer-

tung ausgenommen wurden. Böden in diesen Bereichen müssen zum einen als so stark überprägt gelten, dass sie kaum mehr auf der Basis ihrer natürlichen Ausstattung verlässlich zu bewerten sind, zum anderen sollten die wenigen offenen Böden dieser Flächen ohnehin als schützenswert gelten. Im Hinblick auf die Biotopentwicklung von Trockenstandorten und damit eine Erhöhung der Biodiversität im Stadtgebiet können nur solche Flächen als wirklich geeignet gelten, die eine sehr gute oder gute Bewertung aufweisen, im Umkehrschluss kommt den Flächen mit schlechter und sehr schlechter Bewertung ein Potenzial zur Entwicklung von Feuchtbiotopen zu. Bemerkenswert ist, dass die sehr guten Bewertungen (Grenzwert nFK < 30 mm) auf stark anthropogen überprägte Flächen wie Gleisanlagen oder Kiesgruben beschränkt sind. Die Wertestufen gut, mittel und schlecht nehmen in etwa gleiche Flächenanteile ein und verlaufen weitgehend entlang von Bodenformengrenzen. Die schlechten Bewertungen zeichnen die Lössgebiete, Auen und die Feuchtgebiete im Norden der Stadt nach. Die als gut bewerteten Flächen decken sich mit der Verbreitung der flachgründigen Ackerpararendzina im nördlichen Stadtgebiet. Um bei dieser insgesamt großen Fläche eine weitergehende Differenzierung zu ermöglichen, wurden Informationen zur historischen Verbreitung extensiv genutzter Schafweideflächen herangezogen, durch welche sich unter anderem die bekannten Kalkmagerasen im Norden von München herausgebildet haben. Die Überlagerung der Informationen ergab, dass nur die so genannte „Panzerwiese“ am nördlichen Stadtrand (Stadtteil Milbertshofen) sowohl dem edaphischen als auch dem Kriterium der historischen Nutzung genügte.

Bereiche mit einem hohen Potenzial zur Entwicklung derartiger Trockenbiotope sind für die Planung vor allem im Zusammenhang mit der Eingriffs-Ausgleichs-Regelung (i. S. v. §§ 18 und 19 BNatSchG bzw. Art. 6 BayNatSchG) von Bedeutung. Deren Erhalt oder Neuschaffung kann zur Kompensation von Eingriffen in ökologisch weniger wertvollen Bereichen angerechnet werden. Es sei darauf hingewiesen, dass die Bewertung nur Rückschlüsse auf das Potenzial eines Bodens zur Entwicklung eines Trockenbiotops, nicht jedoch auf die gegenwärtige Verbreitung bestimmter Tier- und Pflanzengesellschaften zulässt.

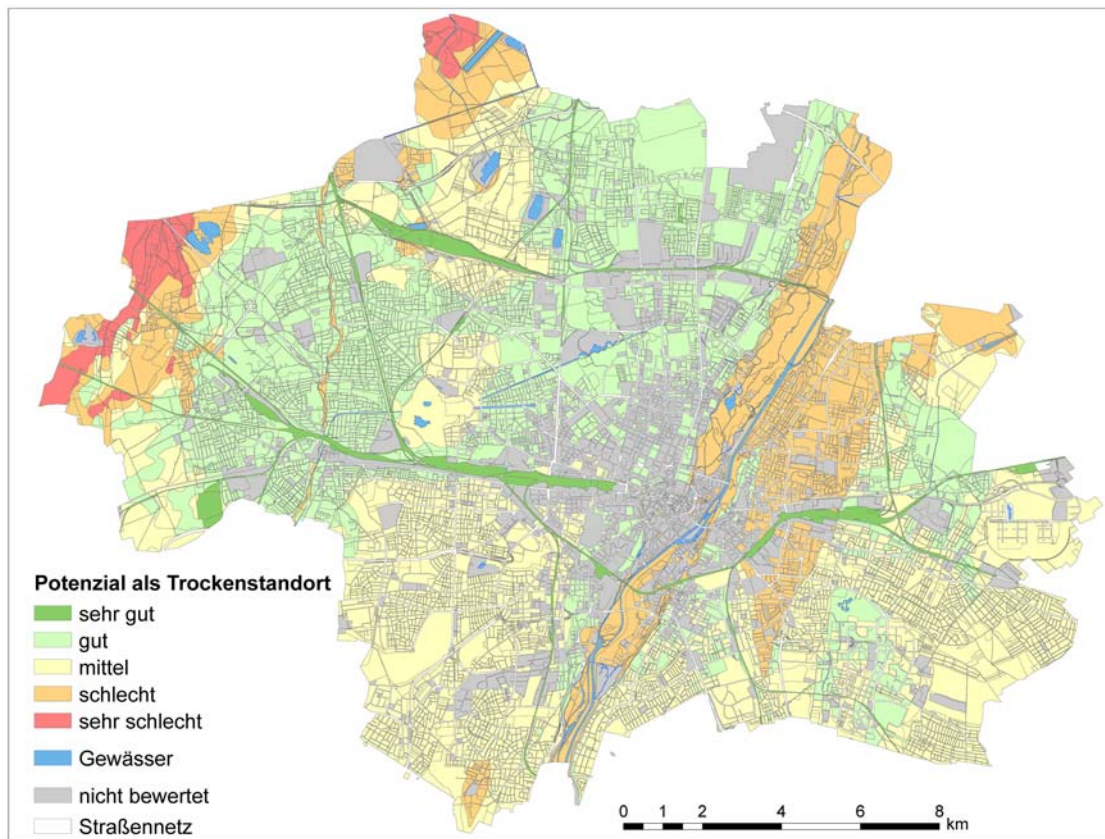


Abb. 3: Bewertung des „Potenzials als Trockenstandort“ als Aspekt der Funktion „Boden als Lebensraum für Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen“ (Methodik: modifiziert nach Bayerisches Geologisches Landesamt 2003: 35ff.)

Potenzial als Filter und Puffer für Schwermetalle

Schwermetalle können im Gegensatz zu organischen Schadstoffen im Boden nicht abgebaut, sondern nur immobilisiert und somit – zumindest vorübergehend – dem Stoffkreislauf entzogen werden, was für den Grundwasserschutz von großer Bedeutung ist. Die für Abbildung 4 durchgeführte Bewertung stützt sich auf die relative Bindungsstärke der Böden für Schwermetalle, die in erster Linie vom pH-Wert bestimmt und durch hohe Humus- und Tongehalte zusätzlich erhöht wird (Hennings, 2000).

Generell weisen die meisten Böden Münchens mittlere Bewertungen auf, da die pH-Werte im schwach alkalischen bis schwach sauren Bereich liegen, die Anteile an Grobböden jedoch hoch und die Tongehalte niedrig ausfallen. Der dargestellte Kartenausschnitt zwischen Nymphenburger Park und Olympiapark zeigt eine relativ starke Differenzierung auf Blockbasis, obgleich, außer im nordwestlichen Eck (Parabraunerde), nur eine Bodenform dominiert (Ackerpararendzina). Die Unterschiede

ergeben sich also allein aufgrund der nutzungsspezifischen Überprägung, die beispielsweise über den Anteil an technogenem Substrat (meistenteils Bauschutt) nicht nur den Skelettanteil im Boden erhöht, sondern ebenfalls den pH-Wert. Auf diese Weise wirkt sich der anthropogene Einfluss in Bezug auf die Bewertung dieses Bodenpotenzials positiv aus.

Die nahe liegende Schlussfolgerung, Böden mit einem besonders hohen Filter- und Pufferpotenzial für Schwermetalle wären am besten für emittierende Nutzungen geeignet, ist nur eingeschränkt zulässig und erschwert konkrete Planungsempfehlungen. Besonders in grundwassernahen Bereichen ist generell von emittierenden Nutzungen Abstand zu nehmen, insbesondere da eine Änderung von Freiland hin zu einer baulichen Nutzung meist auch mit einer Änderung der Rahmenbedingungen verbunden ist (z. B. Abtrag des Oberbodens und Umschichtung des Ausgangssubstrats) und zuvor rückgehaltene Schwermetalle unter Umständen mobilisiert werden könnten.

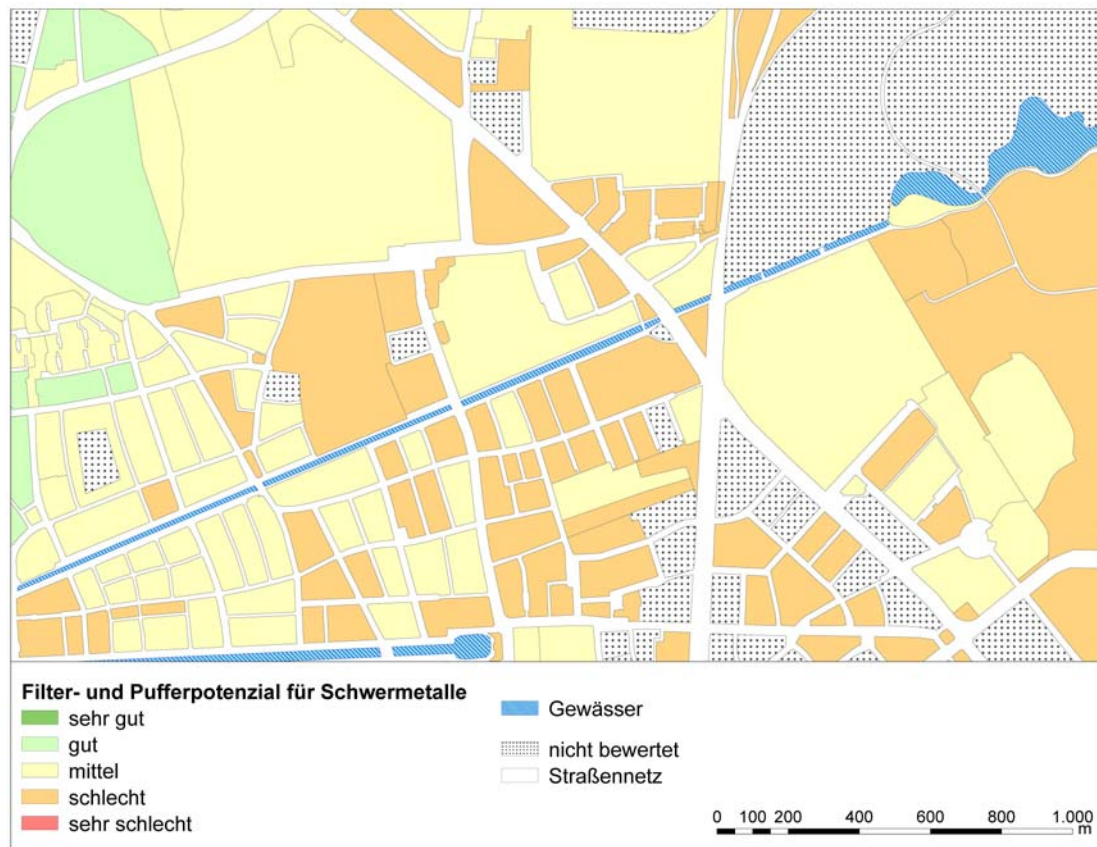


Abb. 4: Bewertung des „Potenzials als Filter und Puffer für Schwermetalle“ als Aspekt der Funktion „Boden als Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen“ (Methodik: Hennings, 2000, vgl. auch Bayerisches Geologisches Landesamt, 2003: 46ff.)

Aggregierte Bewertung der Bedeutung von Böden im Hochwasserschutz

Abbildung 5 zeigt für den bekannten Kartenausschnitt das Beispiel einer aggregierten Bewertung, bei der die Bewertungen „Versickerungspotenzial für Oberflächenwasser“ und „Retentionspotenzial bei Starkniederschlägen“ (nach Bayerisches Geologisches Landesamt, 2003; Lehmann et al., 2006) hinsichtlich der Bedeutung für den Hochwasserschutz zusammengeführt wurden. In der Karte sind jene Flächen hervorgehoben, deren Böden sowohl zur kurzfristigen Aufnahme von Starkniederschlägen als auch als Retentionskörper bei lang anhaltenden Niederschlagsereignissen geeignet sind. Während zur Bewertung des Aufnahmepotenzials für Starkregen das Volumen der Grobporen (Luftkapazität) oberhalb eines relativen Stauhorizonts betrachtet wird, sind für die zweite Bewertung die hydraulische Leitfähigkeit (kf-Wert) und die nutzbare Feldkapazität von Relevanz. Als wichtige Zusatzinformation zur Abschätzung der Bedeutung der Flächen für den Hochwasserschutz ist der

aktuelle Versiegelungsgrad in der Karte mit aufgenommen. Auch bei dieser zusammenfassenden Bewertung ergibt sich im Vergleich mit der Verbreitung der Bodenformen ein uneinheitliches Bild, das durch die Versiegelungsgrade entsprechend weiter differenziert wird. Insgesamt liegen die Ergebnisse der Bewertung im sehr guten bis mittleren Bereich, da die typischen Böden der Münchener Schotterebene Infiltration und Versickerung eher begünstigen.

Für anstehende Planungsentscheidungen kann der aggregierten Karte rasch die Information entnommen werden, wo die hinsichtlich Hochwasserschutz günstigen und noch nicht oder nur gering versiegelten Böden liegen. Diese sollten auch in Zukunft wenn möglich unbebaut bleiben. Bei bereits teilversiegelten Flächen ist eine zusätzliche Bebauung zu vermeiden, da die unversiegelten Bereiche wichtig zur Aufnahme des Oberflächenabflusses auf dem jeweiligen Block sein können.

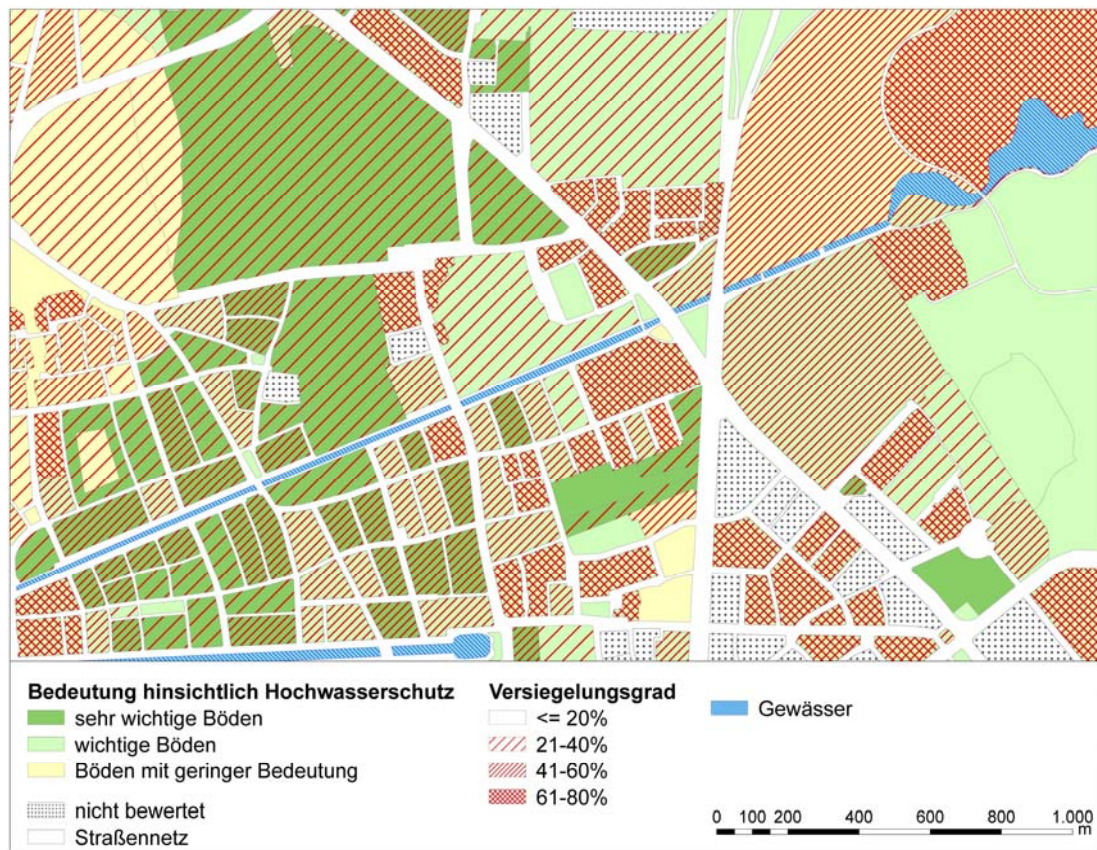


Abb. 5: Aggregierte Bewertung der Bedeutung von Böden im Hochwasserschutz basierend auf dem „Versickerungspotenzial für Oberflächenwasser“ und dem „Retentionspotenzial bei Starkniederschlägen“ (Methodik: Bayerisches Geologisches Landesamt, 2003, S. 40ff. und Lehmann et al., 2006)

4. Diskussion und Ausblick

4.1 Methodische Anmerkungen zum Fachplan Boden

An einer kleinen Auswahl von Bewertungskarten konnten einige Inhalte des Fachplans Boden vorgestellt und hinsichtlich Interpretation und möglicher Schlussfolgerungen andiskutiert werden. Die Wahl der Inhalte und ihre Aufbereitung erfolgte in enger Zusammenarbeit mit den Planungsverantwortlichen der Stadt München und könnte für andere Städte anders ausfallen. So wird beispielsweise von Seiten der Planer immer wieder der Wunsch geäußert, die Ergebnisse der Bodenbewertung in einer einzigen Karte aggregiert vorliegen zu haben. Feldwisch & Balla (2006) haben sich mit unterschiedlichen Ansätzen zusammenfassender Bewertungen der Bodenfunktionen befasst. Ein gravierendes Problem bei Gesamtaggregationen ist der Verlust an differenzierter Information, außerdem setzt jede Zusammenfassung eine Gewichtung der Einzelbewertungen voraus, die letztlich eine Frage der Wertmaßstäbe ist und somit nicht (alleine) von Seiten der Wissenschaft beantwortet werden kann. Mit dem Fachplan Boden wurde der Weg gewählt, neben einer großen Zahl an Einzelbewertungen aggregierte Bewertungen zu

ausgewählten Themen sowie den Vorschlag einer Gesamtbewertung vorzulegen. Die Aggregationen wurden mit dem Auftraggeber ausführlich diskutiert und bildeten ausdrücklich nur eine Ergänzung zu den Einzelbewertungen, die für die bodenkundlich geschulten Planer der Stadt München die primäre Informationsquelle darstellen sollen.

Für den konkreten Umgang mit den Bewertungskarten ist es wichtig, ihre Aussageschärfe realistisch einzuschätzen. Aufgrund der Beschaffenheit der Basisdaten hinsichtlich Maßstab und Detaillierungsgrad sowie methodisch bedingter Vereinfachungen oft sehr komplexer Zusammenhänge dürfen die dargestellten Ergebnisse nur als plausibel abgeleitete „Hinweiskarten“ gelten, die im Einzelfall durch Detailkartierungen zu ergänzen sind. Größere Unsicherheiten ergeben sich nicht nur durch Mittelwertbildung der Profilparameter je Bodenform in den Eingangsdaten, sondern insbesondere auch durch die lang anhaltende und immer wieder wechselnde anthropogene Überprägung der Böden. An dieser Stelle liegt generell methodischer Optimierungsbedarf, sowohl was die wissenschaftlichen Grundlagen als auch die Datenbereitstellung (differenzierte Angaben zur aktuellen und historischen Nutzung der Parzellen) betrifft. Zudem könnten in

München durch genauere Daten zum Grundwasserstand die Ergebnisse einiger Bewertungen deutlich verbessert werden.

Bei der Erstellung der Bewertungskarten wurde immer wieder die Erfahrung gemacht, dass durch vergleichsweise geringfügige Veränderungen der Algorithmen bzw. der verwendeten Grenzwerte deutlich unterschiedliche Bewertungsergebnisse erzielt werden können. Um in näherer Zukunft zu einer gewissen Objektivierung und Standardisierung zu gelangen, ist es erstrebenswert, nicht nur die Erfahrungen unter vergleichbaren Projekten auszutauschen, sondern gleiche Datensätze mit unterschiedlichen Verfahren zu bearbeiten, wie dies in einer Pilotstudie von Hochfeld et al. (2002) durchgeführt worden ist. Mit weiteren Studien dieser Art sollten gewisse persistente Muster in der Bewertung herauszuarbeiten sein, womit die Unsicherheiten hinsichtlich Qualität und Belastbarkeit der Ergebnisse reduziert werden könnten.

4.2 Anwendungsmöglichkeiten der Bodenbewertung in der Praxis

Bisher wurde im Rahmen der räumlichen Planung Münchens, also in der Bauleitplanung (Flächennutzungsplanung und Bebauungsplanung), der Ebene der Verkehrsplanung sowie der SUP (Umweltbericht) der vorsorgende Bodenschutz untergeordnet behandelt, da außer kleinmaßstäbigen Informationen keinerlei Datengrundlagen vorlagen, mit denen Böden ausreichend in ihrer ökologischen Leistungsfähigkeit beschrieben und qualifiziert werden konnten. Dies hat sich mit der Durchführung des Projektes TUSEC-IP und der Anwendbarkeit der erarbeiteten Methoden zur funktionsbezogenen Bodenbewertung grundlegend verbessert. Mit ihnen ist es nunmehr möglich, die Qualitäten der urbanen Böden zu erkennen, darzustellen und in den planerischen Abwägungsprozess einzubeziehen.

Auf der Ebene der Bebauungsplanung werden in München, sofern es aufgrund der örtlichen Situation und der Informationen aus dem Fachplan Boden sinnvoll erscheint, Bodenuntersuchungen und Bodenbewertungen nach der TUSEC-Methode veranlasst und durchgeführt. Die Bodenkartierung selbst erfolgt durch Ingenieurbüros, die im Rahmen des jeweiligen Bebauungsplans von der Landeshauptstadt beauftragt werden. Bisher sind die Felderhebungen zusammen mit Baugrunduntersuchungen durchgeführt worden, was sich sowohl aus ökonomischer wie auch aus organisatorischer Sicht als sehr günstig erwies. Die Bewertung

der Böden erfolgt mit dem Tool ILSE (Information on Land and Soil Evaluation, vgl. RGU München, 2006, S. 20f.), das auch ein Ergebnis von TUSEC-IP ist. Auf Grundlage einer differenzierten Interpretation der Bewertungsergebnisse werden Empfehlungen für die Planer in Form eines Bodenberichtes gegeben, der Aussagen dazu enthält, wie Maß und Art der Bebauung aus Sicht des Bodenschutzes zu verändern sind bzw. wie mit dem Boden während der Baumaßnahme vor Ort umzugehen ist.

Die Einflussmöglichkeit für den vorsorgenden Bodenschutz ist in einem Bebauungsplanverfahren gegenwärtig noch als gering zu bewerten. Die bauliche Maßnahme und die entsprechenden Bodenverluste sind in diesem Planungsstadium in der Regel nicht mehr abzuwenden. Es sind bestenfalls Einschränkungen möglich, die den Umfang der Bodenbeeinträchtigung vermindern können. Um den größtmöglichen Nutzen im Sinne des Bodens zu erzielen, empfiehlt es sich daher, so frühzeitig wie möglich die Interessen des Bodenschutzes im Planungsverfahren geltend zu machen. Dabei kommt es immer besonders darauf an, die Bodenbewertung mit Blick auf die jeweils konkret vorliegende Planung differenziert zu interpretieren und den Planern klare praxisbezogene Empfehlungen an die Hand zu geben.

Der auf der Grundlage von TUSEC-IP entwickelte Fachplan Boden soll, um eine entsprechende Verbindlichkeit zu erlangen, fachlicher Bestandteil des Landschaftsplans im Rahmen der Flächennutzungsplanung werden. Gegenwärtig wird eine entsprechende Beschlussfassung durch den Münchner Stadtrat vorbereitet. Die Lokalisierbarkeit der besonders schutzwürdigen Münchener Böden bietet ein Instrument, mit dem es künftig möglich sein soll, Bodenschutzargumente in die Flächennutzungsplanung zu integrieren. Böden als Träger wichtiger ökologischer Funktionen müssen, wie auch in der städtischen Leitlinie für den Bodenschutz in München gefordert, gleichberechtigt mit den anderen Schutzgütern Wasser, Luft, Flora und Fauna bei der Erstellung und Fortschreibung von Flächennutzungsplänen, bei fachlichen Rahmenplänen, im Umweltmonitoring und in UVP- und SUP-Verfahren berücksichtigt werden. Für München sind die fachlichen Voraussetzungen dafür geschaffen worden und es kommt nun auf den politischen Willen zur Umsetzung an. Von den konkreten Erfahrungen wird zu einem späteren Zeitpunkt zu berichten sein.

Danksagung

Die Autoren danken den Mitarbeitern des Referats für Gesundheit und Umwelt der Landeshauptstadt München für ihren unermüdlichen Einsatz als Leadpartner im EU-Projekt TU-SEC-IP sowie für das entgegengebrachte Vertrauen und die stets konstruktive und angenehme Zusammenarbeit in mehreren Folgeprojekten.

Literatur und Datenquellen

- AD-HOC-AG Boden – Arbeitsgruppe Bodenkunde der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in der BRD (2005). Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5). 5. Aufl. Hannover. 438 S.
- Bayerisches Geologisches Landesamt [Hrsg.] (1986). Standortkundliche Bodenkarte von Bayern 1:50.000, München – Augsburg und Umgebung incl. Beiheft. Bodenchemische und bodenphysikalische Analyseergebnisse. München. 396 u. 75 S.
- Bayerisches Geologisches Landesamt [Hrsg.] (1993). Stadtbodenkartierung München-Allach 1:5.000. Pilotprojekt. München.
- Bayerisches Geologisches Landesamt [Hrsg.] (2003). Das Schutzgut Boden in der Planung. Bewertung natürlicher Bodenfunktionen und Umsetzung in Planungs- und Genehmigungsverfahren. Augsburg, München. 62 S.
- Bayerisches Landesamt für Denkmalpflege [Hrsg.] (2006). Karte der Bodendenkmäler in Bayern. München.
- BBodSchG – BGBl. I 1998, 502. Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundesbodenschutzgesetz). Berlin.
- Berger, C. (2000). Bodenbewertung für den vorsorgenden Bodenschutz. Theoretische Grundlagen und praktische Umsetzung am Beispiel des Ostens der Stadt Frankfurt am Main. Frankfurt. 424 S.
- Blume, H.-P. [Hrsg.] (2004). Handbuch des Bodenschutzes. Bodenökologie und -belastung, vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen. 3. Aufl. Landsberg/Lech. 913 S.
- Faensen-Thiebes, A., Gerstenberg, J., Goedecke, M. & Smettan, U. (2006). Karten zur funktionalen Leistungsfähigkeit von Böden in Berlin. Bodenschutz 3. S. 72-76.
- Falk (1949). Falk-Patent-Stadtplan München, Maßstab 1:19.000 - 1:28.000: Darstellung aller Teil- und Totalzerstörungen. Hamburg.
- Feldwisch, N. & Balla, S. (2006). LABO-Projekt 3.05. Orientierungsrahmen zur zusammenfassenden Bewertung von Bodenfunktionen. Entwurf für den Workshop. Bergisch-Gladbach, Herne. 29 S.
- Geitner, C., Tusch, M. & Dittfurth, J. (2007a). Fachplan Boden der Landeshauptstadt München – Bewertung natürlicher Bodenfunktionen im Überblicksmaßstab als Beitrag zum vorsorgenden Bodenschutz. Abschlussbericht. Innsbruck, München. 130 S.
- Geitner, C., Tusch, M. & Dittfurth, J. (2007b). Beiträge zur Entwicklung eines Flächenmonitoringsystems für die Landeshauptstadt München. Abschlussbericht. Innsbruck, München. 101 S.
- Geitner, C., Tusch, M. & Dittfurth, J. (2007c). Steckbriefe der Bodenformen für die Landeshauptstadt München. Ein ergänzender Beitrag zum Fachplan Boden und für das Bodenmonitoring. Innsbruck, München. 55 S.
- Hennings, V. (Hrsg.) (2000): Methodendokumentation Bodenkunde - Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Geologisches Jahrbuch, Sonderhefte, Reihe G, SG1. Hannover. 231 S.
- Hepperle, E., & Stoll, T. (2006). Ressourcenplan Boden. Ein Konzept zum planerisch-nachhaltigen Umgang mit Bodenqualität. Umweltwissen 0633, Bundesamt für Umwelt. Bern. 298 S.
- Hochfeld, B., Gröngröft, A & Miehlich, G. (2002). Klassifikationssystem zur Bewertung der Leistungsfähigkeit und Schutzwürdigkeit der Böden als Entscheidungshilfe für die Raumplanung unter Berücksichtigung des Bodenschutzes. Hamburg. 164 S.
- Hochfeld, B., Gröngröft, A. & Miehlich, G. (2003). Großmaßstäbige Bodenfunktionsbewertung für Hamburger Böden. Verfahrensbeschreibung und Begründung. Hamburg. 81 S.
- Holland, K. (1995). Die Böden Stuttgarts – Erläuterungen zur Bodenkarte 1:20.000. Schriftenreihe des Amtes für Umweltschutz, 3/1993. Stuttgart. 240 S.
- Klingbeil, D. (1987). Grundzüge der stadtstrukturellen Entwicklung nach dem II. Weltkrieg. In: Geipel, R. & Heinritz, G. (Hrsg.). München - ein sozialgeographischer Exkursionsführer. Kallmünz / Regensburg. S. 101-140.
- Landeshauptstadt München (Hrsg.) (1997). Festschrift 50 Jahre Münchner Bezirksausschüsse 1947/1997. München. 182 S.
- Landeshauptstadt München (2004). München wie geplant. Die Entwicklung der Stadt von 1158 bis 2008. Franz Schiermeier Verlag. München. 182 S.

- Lehmann, A. (2001). Stadtbodenkartierung München. Pilotprojekt. München, Stuttgart. 20 S.
- Lehmann, A., David, S. & Stahr, K. (2006). TUSEC (Technique of Urban Soil Evaluation in City Regions) – Eine Methode zur Bewertung natürlicher und anthropogen überformter Böden. Hohenheim. 99 S.
- Linder, S. (1998). Die Erstellung einer digitalen Konzeptbodenkarte für das Stadtgebiet München als Grundlage für die Entwicklung eines Bodeninformationssystems. München. 84 S.
- Megele, M. (1951). Baugeschichtlicher Atlas der Landeshauptstadt München. Neue Schriftenreihe des Stadtarchivs München, 3. München. 158 S.
- Meuser, H. & Greiten, U. (2006). Kartier- und Bewertungsschlüssel für die Bodenfunktionen in Osnabrück. Osnabrück. 164 S.
- Meyer, R. K. F. & Schmidt-Kaler, H. (1997). Auf den Spuren der Eiszeit südlich von München (östlicher Teil). – Wanderungen in die Erdgeschichte, 8. München. 142 S.
- Michler, G. (1994). Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 181 München. – Geographische Landesaufnahme 1:200.000, Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Bonn-Bad Godesberg. 128 S.
- Müller, U. (2004). Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS®). 7. Aufl. Hannover. 409 S.
- RGU München – Referat für Gesundheit und Umwelt der Landeshauptstadt München (2000). Erstellung eines Bodenschutzkonzeptes für die Landeshauptstadt München. Leitbild und Leitlinien für den Bodenschutz in München. Beschluss des Umweltausschusses München vom 30.11.2000. München.
- RGU München – Referat für Gesundheit und Umwelt der Landeshauptstadt München (Hrsg.) (2006). Bodenbewertung in der räumlichen Planung. Ein Beitrag zur nachhaltigen Raumentwicklung. Ergebnisse des EU-Interreg III B Alpenraum Projekts TUSEC-IP. München, Bozen. 47 S.
- Sauerwein, M. (2002). Geoökologische Ansätze zur Beurteilung der anthropogenen Bodenveränderung im Stadtgebiet von Halle. *Hercynia N.F.* 35. S. 1-15.
- SenStadt Berlin – Senatsverwaltung für Stadtentwicklung der Stadt Berlin (2006). Merkblatt zur Berücksichtigung der Belange des vorsorgenden Bodenschutzes in Umweltberichten nach § 2 Abs. 4 BauGB. Berlin.
- Stahr, K., Stasch, D. & Beck, O. (2003). Entwicklung von Bewertungssystemen für Bodenressourcen in Ballungsräumen. Forschungsbericht FZKA-BWPLUS (Förderkennzeichen BWC 99001). Hohenheim. 183 S.
- Tusch, M., Geitner, C. & Lehmann, A. (2005). Bodenkartierung im Untersuchungsgebiet "Schittgablerstraße Nord", München. Bodenbewertung und Empfehlungen für die Bauplanung. Unveröffentlichtes Dokument für die Landeshauptstadt München. München. 25 S.
- Tusch, M., Geitner, C. & Stötter, J. (2007). A Thematic Soil Plan for the City of Munich – Scopes and Limits of Soil Evaluation in Urban Planning Procedures. Real Corp 007 Proceedings (Vienna May 2007). p. 305-314.
- Tusch, M., Geitner, C. & Stötter, J. (2008, accepted). Soil Evaluation in the City of Munich. Adaptation and application of soil evaluation systems for a Thematic Soil Plan. Landscape and Urban Planning, special issue for the Conference "Soil Protection for Natural Resource Protection" (Ascona 2006).
- Tusch, M., Geitner, C., Stötter, J., Huber, S. & Bartel, A. (im Druck). Bodenbewertung in Stadtregionen des Alpenraums - Ergebnisse des Projektes TUSEC-IP. Mitt. der Österr. Bdkd. Ges. 75.
- Umweltministeriums Baden-Württemberg (1995). Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit – Leitfaden für Planungen und Gestattungsverfahren. UM, 20/95. Stuttgart. 57 S.

Anschrift

Dr. Clemens Geitner
Gebirgsforschng: Mensch und Umwelt, Forschungsstelle der Österreichischen Akademie der Wissenschaften,
Tecfhnikerstr. 21A, 6020 Innsbruck
Email: clemens.geitner@uibk.ac.at

Dr. Markus Tusch
Institut für Geographie, Universität Innsbruck
Email: markus.tusch@uibk.ac.at

Dipl.-Geogr. Jörn Dittfurth
Institut für Geographie, Universität Innsbruck

Potenziale historischer naturnaher Stadträume zur Reduzierung des Freizeitverkehrs ins weiter entfernte Stadtumland

Potentials of nature near historic urban areas to reduce recreational traffic into areas in farer distances

THOMAS KEIDEL

Zusammenfassung

Zahlreiche naturnahe Erholungsparks haben ihre Potenziale als historischer naturnahe Stadträume eingebüßt. Im Laufe der Geschichte haben sie ihre hervorgehobene internationale Bedeutung für die Städte verloren und stellen heute ein Element der Grünstrukturen für die alltägliche Erholung der Anwohner dar. Mit dieser gewandelten Bedeutung haben sich auch die Nutzungsverhältnisse verändert, sowohl hinsichtlich der Nutzergruppen wie auch der Intensität und Art der Nutzungen.

Der Aigner Park in Salzburg ist ein typisches Beispiel für solche Strukturen. Ende des 18. Jahrhunderts angelegt war dieser Park bis Mitte des 19. Jahrhundert von herausragender Bedeutung als Ausflugs- und Erholungsort für Adelige Mitteleuropas. Diese Stellung hat der Park bis Mitte des 20. Jahrhunderts vollständig verloren, selbst Einheimische haben ihn – insbesondere aufgrund des verwahrlosten Zustandes – nicht mehr genutzt. In weiterer Folge ist der Park nach einer Instandsetzung zunehmend wichtig für die Naherholung der um den Park lebenden Einheimischen geworden. Dabei sind nicht die damaligen Strukturen wieder aufgegriffen worden, sondern heute steht das Naturerleben im Vordergrund. Weithin unbekannt ist der Park bei Besuchern der Stadt geblieben. Dabei bietet die Anlage nach geeigneten Aufwertungen der Infrastruktur und einem größeren Bekanntheitsgrad weit reichende Potenziale für eine vielgestaltige Nutzung und kann möglicherweise zu einer Reduzierung des Erholungsverkehrs ins weiter entfernte Umland beitragen. Für weitergehende Aussagen sind detaillierte wissenschaftliche Untersuchungen unumgänglich.

Naturverständnis, Grünstrukturen, Parkanlagen, Verkehr, Freiräume, Freizeit.

Summary

Numerous relaxation parks close to nature have lost their potentials as historical urban spaces. In the course of history, they have lost their generally forfeited international importance for the cities and represent today only one element of the urban green structures used for the every day recreation of the residents. This changed importance has led to a change in the conditions of use, both in terms of user groups, as well as the intensity and kind of uses.

The Aigner Park in Salzburg is a typical example of such structures. Created at the end of the 18th Century the park was up to the middle of the 19th Century of paramount importance as sightseeing point and recreation resort for noblemen from all over Central Europe. The park lost that importance in the next 100 years complete, even locals forgot the park, because of an increasing degradation. In the last 50 years the park became increasingly important after some repairs. The area was not restored to the old state, today the nature experience is the leading idea. But still visitors of Salzburg get no information about the park. This is a real lack, because the park offers a lot of opportunities for a multifaceted use and may also contribute to a reduction of recreational traffic into areas in farer distances. For further comments it is unavoidable to start with detailed scientific investigations.

1. Nutzbare Freiräume in Städten

Innerhalb von Städten besteht eine Vielzahl unterschiedlicher Freiräume. Diese lassen sich sowohl hinsichtlich der Entstehungsgeschichte als auch der Nutzungen in verschiedene Kategorien einteilen. Von zumeist herausragender Bedeutung sind Parks. Dabei sind herrschaftliche Anlagen aus der Barockzeit und Englische Gärten die ältesten Strukturen. Ab dem Ende des 19. Jahrhunderts kamen die Volksgärten

und die Public Parks hinzu. (Berger, 2003, Sarkowicz, 1998). Eine Erweiterung der Parkflächen bieten in jüngster Zeit umgestaltete ehemalige Industrie- und Bahnflächen. Als zweite Gruppe von Grünflächen lassen sich stadtnahe Landwirtschaftsflächen abgrenzen. Noch etwas naturnäher sind zumeist städtische Waldgebiete, oft erst im 19. Jahrhundert angelegt und mit weit reichender Infra

struktur – wie Aussichtstürmen – ausgestattet. Neben zumeist wenigen Naturschutzgebieten bieten naturnahe Auegebiete und mit heimischen Gehölzen bestandene Berghänge ein wichtiges Potenzial für das Naturerlebnis.

Eine Mischform stellen historische naturnahe Stadträume dar, insbesondere geht es dabei um die parkartige Umgestaltung von Naturlandschaften im Sinne der Romantik. Zumeist sind nur moderate Eingriffe in die Naturlandschaft erfolgt. Es wurde eher darauf Wert gelegt, die vorhandenen Potenziale so gut wie möglich einzubeziehen.

Diese Anlagen befanden sich ursprünglich zumeist deutlich außerhalb der bebauten Stadtgebiete und wurden nachfolgend in der Geschichte unterschiedlich genutzt und wahrgenommen.

Zum Zeitpunkt der Anlage standen Aktivitäten wie lange Spaziergänge mit dem Erlebnis romantisch inszenierter Landschaften sowie dem Naturerlebnis an sich im Vordergrund. Da der Aufenthalt bis zu mehreren Wochen umfasst hat, gab es eine entsprechende Infrastruktur für damals beliebte Zeitvertreibe wie das Schießen oder das Baden in Badehäusern.

Auch heute besteht, wenn auch in einem weniger inszenierten Charakter, zumeist die Möglichkeit, die Natur auf Spaziergängen zu erleben. Die Art und Weise von spielerischen Zeitvertreiben hat sich dagegen verändert. Hinzu gekommen sind Nutzungen, die es damals noch gar nicht in der heutigen Form gegeben hat, wie das Ausführen von Hunden oder Sportaktivitäten wie Joggen oder Radfahren bzw. Mountainbike fahren sowie das ausgiebige Wandern (Bochnig & Selle, 1992).

Aufgrund der hohen Mobilität der Bevölkerung wird aber ein Teil der angesprochenen Aktivitäten mittlerweile in als attraktiver angesehene, relativ schnell erreichbare, wenn auch weiter entfernt liegende Areale verlagert.

Auch ein Blick auf die Qualität der Nutzungen im Verlauf der Jahrhunderte zeigt deutliche Unterschiede. Ursprünglich wurden die Freiräume nur von wenigen Personen höherer sozialer Schichten aufgesucht. Sie hielten sich in der Regel lange Zeit im Gebiet auf, nicht zuletzt auch deswegen, weil sie aus weit entfernten Regionen extra zu diesem Zweck angereist sind. Das hat sich grundsätzlich verändert. Nicht nur ist die Zahl der Besucher um ein vielfaches höher, sondern soziale Schichten spielen keine Rolle mehr. Dagegen hat sich die Aufenthaltszeit drastisch verkürzt. Ein mehrtägiges Verweilen ist bereits schon deshalb nicht mehr möglich, weil die notwendige Infrastruktur nicht mehr existiert. Zudem sind nur selten Personen aus weiter entfernten Regionen anzutreffen. Insgesamt sind es vorwiegend An-

wohner, also Ortsansässige, die sich heute in solchen Freiräumen aufhalten.

Dieser Nutzungswandel hat zu baulichen Veränderungen geführt. Einerseits gibt es Erholungsflächen, die heute deutlich stärker genutzt werden, andererseits solche die kaum noch aufgesucht werden. Diese allgemeinen Tendenzen sollen im Folgenden an einem Beispiel näher erläutert werden.

2. Das Beispiel Aigner Park in Salzburg

Der Aigner Park steht symbolisch für den Inbegriff vom Mythos Salzburg und entsprechend wird in der Dauerausstellung des Salzburg Museums ein Bild dieser Parkanlage von Julius Schoppe aus dem Jahr 1817 in den Vordergrund gestellt.



Abb. 1: aus Robert Hoffmann: Mythos Salzburg, Salzburg 2002. Bildnachweis: „Julius Schoppe (der Ältere): Der Maler Julius Schippe, Carl Wilhelm Gropius und Carl Friedrich Zimmernann und der Dichter Alois Weißenbach in Aigen“. Dresden, Staatliche Kunstsammlung

Auch auf dem kurze Zeit später (1829) entstandenen Panoramabild der Stadt Salzburg von Johann Michael Sattler ist der Aigner Park in einer „Ideallandschaft“ der Romantik abgebildet. Zudem wird deutlich, dass der Park zu dieser Zeit optisch mehrere Kilometer vom dicht bebauten Stadtgebiet Salzburgs entfernt lag.

Am Ende des 18. Jahrhunderts bot Aigen mit seinem Park eine Idealvorstellung des romantischen Lebensgefühls (Becker, 1975). Die erstmalige Nutzung einer dort entspringenden Quelle wurde bereits im Jahr 1524 erwähnt. Die eigentliche Inwertsetzung fand dagegen erst in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts statt, indem dort um 1775 der Badebetrieb durch Errichtung entsprechender Infrastruktur zum ersten Mal kommerziell genutzt wurde (Becker, 1975; Harlander, 2003).

Nach dem Verkauf von Schloss und Park an Hieronymus Graf Lodron stattete dieser den Park mit künstlichen Grabhügeln, einer Einsiedelei, einer Pyramide und weiteren „Attraktio-

nen“ aus. Dem Zeitgeist entsprechend fand nach dem Eigentumsübergang an Fürst Ernst Schwarzenberg bereits 1804 eine komplette Um- und Neugestaltung statt. Der vormalige sentimentale Landschaftsstil mit „Stimulanzien“ wie künstlichen Ruinen und Denkmälern wurde ersetzt durch eine Gestaltung, die die vorhandenen Naturelemente in den Vordergrund stellte, diese „in Szene“ setzte (Harlander, 2003). Höllbacher (1990) führt das Ergebnis dieser Maßnahmen als Beispiel für die „Unsichtbarkeit“ menschlicher Gartenkunst an (Purifizierung).

Nach dieser Umgestaltung wurde der Aigner Park zu einer Sehenswürdigkeit ersten Ranges im 19. Jahrhundert von zahlreichen gekrönten Häuption aufgesucht (Mazzari, 2000; Stadler, 1975). Ludwig I. von Bayern lässt sich etwa zu folgendem Gedicht inspirieren: „Einzig bist Du holdes Aigen; Nirgends hast du Deinesgleichen; in der unermess'nen Welt“ (Pirckmayer, 1887, S. 1).

Die Nutzung dieser für Salzburg bedeutenden Sehenswürdigkeit geschah in dieser Zeit in zweierlei Varianten. Einmal wurden Tagesausflüge von der Stadt aus unternommen und zum anderen verbrachten dort oftmals adelige Gäste (vorwiegend Frauen über 50 Jahre) mehrwöchige Kuraufenthalte (1810 bis 1836 waren es 442 Kurgäste, 1841-1852 121 Kurgäste, vgl. Stadler, 1975).

Ein Blick in die erhalten gebliebenen Gästebücher von Park und Badehaus zeigt nicht nur die hervorgehobene Stellung der Besucher, sondern vermittelt auch ein Bild von der Nutzungsintensität der Parkanlage (Tabellen 1 und 2). Die Besucherzahl zeigt einen deutlichen Spitzenwert im Herbst (Tabelle 3). Insgesamt sind es nicht sehr viele Besucher (zumindest die sich in das Gästebuch eingetragen haben).

Tab. 1: Herkunftsländer der Besucher Aigens 1814-1822

Land	1814	1815	1816	1817	1818	1819	1820	1821	1822	Summe
Salzburg	27	12	7	18	11	21	6	6	17	125
Kaiserreich Österreich	9	34	30	56	72	60	95	70	119	545
Königreich Bayern	7	30	24	48	58	54	66	39	57	383
An. Dt. Bundesstaaten	4	12	18	42	62	35	56	46	52	327
Großbritannien	6	2	6	9	10	8	13	14	10	78
Frankreich		4					1	3	2	10
Niederlande						1			2	3
Schweiz					4	1				5
Skandin. Staaten							1			1
Russland		10		1					1	12
Italien, Spanien				6	2	5	3		3	19
Unbekannt	36	48	38	59	84	89	92	49	113	608
Summe	89	152	123	239	303	274	333	227	376	2116

Tab. 2: Sozialer Stand der Besucher in Aigen 1814-1822

	1814	1815	1816	1817	1818	1819	1820	1821	1822	Summe
Adel (weltl. & geistlich)	76	89	48	52	89	65	86	37	77	619
Offiziere	2	1	6	15	24	8	11	3	24	94
Profess., Studenten		13	4	5	15	20	31	15	17	102
Niedere Geistlichkeit	3	1	3	6	7	12	6	6	6	50
Künstler		1		4	6	5		11	10	87
Kaufleute, Handwerker	8	45	40	150	162	154	170	108	218	1055
Soz. Stand unbekannt		9	22	7		10	29	47	24	148
Summe	89	152	123	239	303	274	333	227	376	2155

Quelle: Stadler, 1975.

Tab. 3: Monatliche Verteilung der Besucher des Aigner Parks 1815-1822

	1815	1816	1817	1818	1819	1820	1821	1822	Summe
Februar						4			4
März						1		18	19
April				13		5	10		28
Mai	2			45	16	10	12	18	103
Juni	34	13	24	35	28	31	47	40	252
Juli	7		62	56	29	45	32	51	282
August	21	42	64	49	60	74	45	81	436
September	79	31	69	61	111	113	64	96	624
Oktober	11	37	19	44	30	50	17	72	280
November			1						1

Quelle: Stadler 1975; Dezember und Januar keine registrierten Besuche

Ab Mitte des 19. Jahrhunderts verlor der Park nach und nach seine Bedeutung. Andere imposantere Besucherziele im nahen Hochgebirge waren durch die nun vorhandenen vergleichsweise schnellen Eisenbahnverbindungen zu erreichen und wurden mit geeigneter Infrastruktur wie großen Hotels und Kuranlagen ausgestattet (vgl. dazu Mazzari, 2000). In Aigen unterblieben solche Investitionen, so dass kaum noch Besucher von weit entfernten Orten kamen.

1865 wurde von einer ersten Verwahrlosung der Anlage gesprochen (Stadler, 1975) Es folgte zwar um 1880 nochmals eine Erneuerung aber bereits um 1900 wurde der Zustand erneut als schlecht beschrieben. Das Badehaus ist mit Beginn des ersten Weltkrieges endgültig geschlossen worden.

Im 20. Jahrhundert geriet der Park auch bei den Einheimischen zunehmend in Vergessenheit und verfiel, d. h. viele Wege waren nach und nach nicht mehr begehbar. Der gänzliche Verfall des Parks wurde zwischen 1940 und 1950 festgestellt (Mazzari, 2000).

Danach gab es eine Wiederentdeckung der Anlage. Erste Arbeiten begannen um 1956 (Mazzari, 2000). Ziel war aber nicht die Wiederherstellung des alten Zustandes, sondern die Schaffung eines der naturnahen, fußläufigen Erholung dienenden Raumes. Insbesondere wurden keine der zwischenzeitlich zugewachsenen Aussichtspunkte wieder freigelegt.

In den nächsten Jahren wurde diese neue Funktion durch verschiedene Unter-Schutzstellungen verstärkt. Es begann mit der Aufnahme in die Denkmalliste 1962 (Ziegeleder, 1975). 1971 wurde Aigen der erste Naturpark des Landes Salzburg. Mondre (1995) bezeichnet Aigen als einen Vorreiter bei der Wieder

entdeckung der Landschaft in Salzburg. 1980 bekam der Park schließlich das Prädikat eines geschützten Landschaftsteils. Der Schutz der Landschaftselemente wie Felsen, Grotten, Bachläufe und Wiesen steht seitdem im Vordergrund (Mazzari, 2000).

Neue „Ausstattungs-elemente“ wie Schautafeln, Lehrpfade und eine Waldschule dienen dem Ziel ein besseres Naturverständnis zu erreichen. Andere alte historische Strukturen bleiben dagegen vergessen und versteckt (Mazzari, 2000). Einzig eine Tafel am Eingang des Parks weist auf die Geschichte hin.

Die im Jahr 2006 erfolgte Beschilderung von Wanderwegen im Stadtgebiet (etwa auf den Gaisberg) führte dazu, dass zusätzlich zu entsprechenden Tafeln im Aigner Park solche mit Zielinformationen zu Sehenswürdigkeiten im Park installiert wurden (Grotten, Felsen etc.). Eine darüber hinausgehende Infrastruktur wie ein Gastgarten oder gar ein Badehaus ist innerhalb des Parks nicht zu finden.

Neben veränderten gesellschaftlichen Verhältnissen führten auch die andersartige Ausstattung und der Verfall einstmaliger Infrastruktur zu einem unterschiedlichen Nutzerverhalten. Der Park ist in seiner neuen Grundkonzeption nicht mehr ein eigentlicher Landschaftsgarten. Nur noch an wenigen Punkten ist eine Erinnerung an den vormaligen Zustand möglich (Mazzari, 2000).

Der Aigner Park ist nicht mehr Ausgangspunkt für die im 19. Jahrhundert angebotenen geführten Bergtouren, andere Regionen mit höherer Attraktivität wurden zwischenzeitlich erschlossen (zu den historischen Nutzungen vgl. Ziegeleder, 1975, sowie die historische Literatur etwa Pirckmayer, 1887).

Das noch in Rudimenten vorhandene Freilufttheater wird in wesentlich geringerem Umfang genutzt. Auch die wichtige Position als Künstlerort ist so nicht mehr vorhanden. Ebenfalls gilt der Aigner Park nicht mehr als Versammlungsort von Geheimbünden. Schließlich werden damalige infrastruktureaufwändige Spiele nicht mehr ausgeführt.

Stattdessen gibt es eine Reihe neuer Aktivitäten im Park. Er dient neben kürzeren Spaziergängen und als Start bzw. Endpunkt längerer Wanderungen auf den Gaisberg vor allem dem Ausführen von Hunden. Die damit einhergehenden Nutzungskonflikte haben vor wenigen Jahren zur Anlage einer umzäunten Hundewiese unmittelbar neben dem Park geführt.

Als Ort für sportliche Aktivitäten ist der Park nur sehr eingeschränkt zu gebrauchen. Einzig Joggen findet vermehrt statt. Mountainbiking und Fahrradfahren an sich ist aufgrund der Topographie nur beschränkt attraktiv, andererseits sind durch das Fehlen eines dafür ausgelegten Wegenetzes Nutzungskonflikte mit Spaziergängern unvermeidlich. Vermehrt sind dagegen andere Freizeitaktivitäten wie das Ausrichten von Festen z. B. Hochzeiten zu beobachten.

Insgesamt stellt der Park heute eines der fußläufig erreichbaren Naherholungsgebiete der Stadt Salzburg dar. Seine nach wie vor vorhandene Bedeutung manifestiert sich auch in der insbesondere in den 1960er und 1970er Jahren ausufernden Bebauung im Großraum Aigen (dazu auch Mazzari, 2000). Diese konnte zwischenzeitlich weitgehend gestoppt werden, vorhandene Wohngebäude werden unter Anführung des Prädikates „Aigen“ besonders gewinnbringend verkauft.

3. Potenziale und Nutzbarkeiten von historischen naturnahen Stadträumen

Es soll nun die Frage nach vorhandenen Potenzialen und möglichen weitergehenden Nutzungen für historische naturnahe Stadträume am Beispiel des Aigner Parks überprüft werden.

Bisher sind Parkbesucher solcher Anlagen fast ausschließlich Anwohner der angrenzenden Räume, die vorwiegend zu Fuß oder mit dem Fahrrad in den Park gelangen und diesen überwiegend am Wochenende für kürzere Spaziergänge nutzen. Eine Bewerbung findet wie auch in Aigen nicht statt, so dass selbst Salzburger aus weiter entfernt liegenden Stadtteilen den Park nicht kennen. Eine über das Stadtgebiet hinausgehende Bedeutung, die einstmals entscheidend für den Park gewesen ist, gibt es nicht. Auch Reiseführer erwähnen im Gegensatz zu früheren Zeiten den Park

nicht mehr (vgl. den Absatz in Baedeker, 1910). Nähere Informationen lassen sich mangels geeigneter Statistiken nicht ermitteln.

Vor diesem Hintergrund erscheint es notwendig, dass folgende Fragen wissenschaftlich untersucht und beantwortet werden: Welche Potenziale haben solche Parkanlagen? Können sie etwa zu einer Steigerung der Attraktivität einer Stadt insgesamt beitragen? Wäre eine Verlängerung der Aufenthaltsdauer der Touristen durch geeignete Attraktionen im Park möglich? Könnten sie zu einer Entzerrung massiver Touristenströme beitragen? Wäre es möglich durch geeignete Attraktivitätsverbesserungen Anwohner, nicht nur diejenigen die direkt in den an den Park angrenzenden Arealen leben, davon abzuhalten, dass sie zu Freizeit Zwecken weiter entfernt liegende Naherholungsgebiete mit privaten PKW aufsuchen?

3.1. Die Rahmenbedingungen des Freizeitverkehrs

Um insbesondere die letztgenannte Fragestellung bearbeiten zu können, sind Kenntnisse über das Verkehrswachstum und über die Freizeitmobilität notwendig.

Ein Hauptproblem ist nach Heinze & Kill (1997), dass das Verkehrswachstum vor allem ein Weitenwachstum bei relativ gleich bleibendem Zeitaufwand ist. Am Beispiel der Stadt Nürnberg zeigen sie, wie sich der Erholungsraum von 11 – 16 km durchschnittliche Entfernung 1880 auf bis zu 50 km um 1914 und über 100 km entfernte Gebiete um 1969 ausgeweitet hat. Über die Freizeitmobilität selbst ist überraschend wenig bekannt, obwohl diese die wichtigste Ursache für die weiter ansteigende Verkehrsumweltbelastung darstellt (Lanzendorf, 1998). Die Hälfte aller Personenkilometer wird auf dem Weg in die Freizeit oder im Urlaub zurückgelegt. Besonders interessant ist nach einer Untersuchung von Lanzendorf (1998), dass 70% des gesamten Verkehrsaufwandes von nur 10% der Befragten verursacht wird. Kagermeier (1997) stellt fest, dass selbst Ausflüge in die nähere Umgebung zu fast 80% mit dem eigenen PKW durchgeführt werden (Region München), darüber hinaus seien aber kaum weiterführende Aussagen aufgrund zu weniger geeigneter empirischer Untersuchungen möglich (ähnliche Resultate vgl. Opaschowski, 1991).

Besonders schwierig ist, dass Freizeitmobilität oft spontan und sehr diffus stattfindet, verlässliche Prognosen der Mobilitätsströme auf traditionelle Weise deshalb kaum zu ermitteln sind (Heinze & Kill, 1997, Götz, 2007).

Auch der Einfluss von Wohnausstattung, Wohnumfeld und Siedlungsstruktur ist keineswegs eindeutig bestimmbar und bleibt daher umstritten, obwohl durchaus einige Untersuchungen wie etwa in der Stadt Bern einen Zusammenhang zwischen Wohnqualität und Freizeitverhalten feststellen – je besser die Wohnausstattung, je weniger Freizeitmobilität (Prehn et al., 1997; Kagermeier, 1997, Blinde & Schlich, 2002). Gartenbesitz mindert zwar offensichtlich generell den Umfang der Freizeitmobilität, aber in erster Linie sind unterschiedliche Lebensstile für das Freizeitverhalten entscheidend (Kagermeier, 1997; Lanzendorf, 1998). Statistisch festzustellen bleibt etwa, dass Personen aus höherrangigen Gemeinden auch weitere Entfernungen in ihrer Freizeit zurücklegen (Kagermeier, 1997). Da gerade in größeren Orten solche traditionellen Freizeittflächen vorhanden sind, ist ein größeres Inwertsetzungspotenzial in Städten wie Salzburg zu vermuten.

Hinzu kommt, dass die Gründe für den Freizeitverkehr sehr schwer zu fassen sind. Neben Erlebnishunger, Rastlosigkeit, Abwechslungsbedürfnis und Ortswechsel scheint das Unterwegssein an sich eine wichtige Rolle zu spielen (Heinze & Kill, 1997). Dies würde aber bedeuten, dass selbst durch höchst attraktive Freizeitmöglichkeiten in der unmittelbaren Wohnumgebung nicht sämtliche Freizeitverkehre gestoppt werden können. Der Trend ist daher auch trotz mehr und attraktiveren Freizeitmöglichkeiten in der Wohnumgebung eine weitere Zunahme des Freizeitverkehrs (Heinze & Kill, 1997).

Strategien zur Begegnung dieser Tendenz können daher nicht nur in der völligen Vermeidung von Freizeitverkehr liegen. Dalkmann (2002) empfiehlt die Förderung und Entwicklung stadtnaher Ausflugsziele, in seinem Fall etwa den neuen Cospudener See bei Leipzig sowie die Entwicklung von Rundum-Sorglos-Paketen für den Freizeitverkehr auf Basis der Nutzung öffentlicher Verkehrsmittel.

Heinze und Kill (1997) möchten den Standort Heimat in den Vordergrund stellen und die Nähe und kleinere Systeme wieder entdecken.

Auf diesen Ideen basiert auch das Projekt Mobilist im Großraum Stuttgart (vgl. Regionalverband Neckar-Alb, 2001). Die Wiederentdeckung der Nähe steht dabei im Vordergrund. Möglich soll das etwa durch die Ausarbeitung von Routen zum Natur- und Landschaftserleben werden. Daneben steht ganz oben die Förderung und bewusster Machung des unmittelbaren Wohnumfeldes als attraktiver Frei- und Erholungsraum.

Auch in der Salzburger Region wird eine zu geringe Beachtung der kostenlos vorhandenen Attraktionen wie Natur und Landschaft im nahe gelegenen Nationalpark Berchtesgaden festgestellt (Rauch, 1993).

Somit könnten, wenn nicht versucht wird sämtliche Freizeitverkehre mit einzubeziehen (also etwa die, die das Unterwegssein an sich in den Vordergrund stellen), Orte in der Nähe eine größere Rolle in der Freizeitgestaltung spielen. Dazu gehören historische Parkanlagen wie der Aigner Park.

3.2. Nutzungsperspektiven am Beispiel des Aigner Parks

Am Beispiel des Aigner Parks lassen sich unterschiedliche Strategien zur Erreichung des Zieles eines verringerten Ausflugsverkehrs ins weiter entfernte Umland aufzeigen.

Zum einen sind Nutzungsaktivitäten für den Park herauszuarbeiten. Dazu zählen in erster Linie der Spaziergang sowie Wanderungen und zwar auch solche, die den Park zum Ausgangs- bzw. Endpunkt für eine Ganztagesaktivität in die weitere Umgebung, z. B. Gaisberg, haben. Die Anreise zum Startpunkt bzw. die Abreise vom Endpunkt sollte dabei möglichst nicht mit dem eigenen PKW erfolgen, da neben Umweltgründen auch die sehr begrenzte Anzahl von Parkmöglichkeiten dagegen spricht (dies gilt natürlich entsprechend für die anderen Nutzungen auch). Stattdessen sollte die ca. 5 - 10 Gehminuten entfernte Bahnstation Salzburg-Aigen (S-Bahn: werktags alle 30 Minuten, am Sonntag alle 60 Minuten sowie 10 Minutentakt Buslinie vom Stadtzentrum) genutzt werden.

Eine zweite Freizeitaktivität stellt die mittägliche bzw. nachmittägliche Einkehr dar, bisher gibt es dafür nur den im gehobenen Preisniveau angesiedelten Gasthof Schloss Aigen mit zumeist selbst bei schönem Wetter nicht geöffnetem Biergarten.

Im Rahmen eines Spaziergangs besteht die Möglichkeit weitere Aktivitäten einzubeziehen. Neben dem ganzjährigen Naturerlebnis und der Möglichkeit den Hund auszuführen (zusätzlich gibt es die Hundewiese) böte sich auch ein jahreszeitlich begrenztes Sammeln von Pflanzen an – etwa im Frühjahr gibt es im Parkbereich großflächige Bärlauchbestände (zur Bedeutung des Sammelns von Waldfrüchten vgl. Ammer, 1991).



Abb 2 und 3.: Der heutige Aigner Park.
Fotos: Thomas Keidel

Über das Spazierengehen und den passiven Aufenthalt im Park hinaus besteht die Möglichkeit sowohl zu sportlichen Aktivitäten wie Joggen oder in eingeschränktem Umfang Mountainbike fahren als auch die Nutzung als Ort für Festivitäten wie Hochzeitsfeiern.

Daher ist es unabdingbar die Infrastruktur des Parks zu verbessern um drei Zielgruppen in verstärktem Maße bzw. überhaupt zu erreichen:

- einheimische Besucher aus dem ganzen Stadtgebiet, die den Park bequem mit dem Fahrrad oder dem ÖPNV erreichen können,
- regionale einheimische Besucher aus dem weiteren Umland der Stadt, die etwa mit der regelmäßig in der Nähe verkehrenden S-Bahn (Bischofshofen-Golling-Salzburg-Freilassing-Berchtesgaden) ebenfalls den Park als Tagesausflugsziel nutzen könnten,
- Salzburger Stadttouristen, die gezielt im Rahmen ihres Aufenthaltes den Besuch des Parks als zusätzliches Besuchsziel einplanen wie auch solche die aufgrund des in der Nähe liegenden Unterkunfts- bzw. Tagungsortes den Park zur kurzfristigen Erholung aufsuchen könnten.

Gerade die letztgenannte Gruppe bietet durch den unmittelbar angrenzenden Campingplatz, die etwa fünf Minuten entfernt liegenden Hotel- und Pensionsbetriebe sowie das sich in knapp zehn Minuten Entfernung befindliche Tagungszentrum St. Virgil ein großes Potenzial. Dazu sind eine Reihe von Maßnahmen erforderlich.

Es beginnt damit, dass Standortinformationen und potenzielle Möglichkeiten, die der Park bietet, geeignet beworben werden. Das umfasst zum einen regionale Aktivitäten, sprich es muss in den Übernachtungsbetrieben sowohl mündlich wie durch geeignetes schriftliches Informationsmaterial auf den Park hingewiesen werden. Städtische Reiseführer sollten den Park sowohl als Hinweis wie auch als Besuchsziel mit einbeziehen. Über die lokale Presse sollten mehr Einheimische angesprochen werden, die Internetseiten der Stadt Salzburg sollten auf den Park aufmerksam machen und etwa über die Verkehrsbetriebe kann der Park als Ausflugsziel beschrieben werden. Zum anderen wäre es wünschenswert, dass der Park in Reisepublikationen erneut als Besuchsziel aufgenommen wird (vor über 100 Jahren gab es sogar touristische Monographien zum Park, s. Pirckmayer, 1887).

Direkt damit in Zusammenhang stehen Ausschilderungen, die den Weg zum Park beschreiben, wie teilweise durch die neue Wanderwegbeschilderung im Jahr 2006 bereits geschehen.

Weiterhin ist der Park selbst attraktiver zu gestalten. Dazu gehört das Freimachen von historischen Aussichtspunkten, die bessere Begehrbarkeit von Grotten und die Sichtbarmachung von alten Quellen. Das spielt auch bei den vorhandenen Konzepten der Stadt Salzburg als verantwortliche Körperschaft (sie ist nicht die Eigentümerin) eine Rolle (Mazzari, 2000).

Ein zweiter Punkt ist die Instandhaltung von und die weitere Aufwertung mit geeigneter Infrastruktur wie Tafeln und Sitzmöglichkeiten, auch Picknickplätzen.

Ein dritter Punkt ist die Verbesserung der nur in Ansätzen vorhandenen Gastronomie, einmal in der ständigen Bewirtschaftung des in fußläufiger Entfernung befindlichen Biergartens, zum anderen in der Schaffung einer geeigneten mobilen Infrastruktur am Parkeingang.

Ein weiterer Punkt wäre die Schaffung jahreszeitlicher Attraktionen und Feste, wie bereits in einem ersten Ansatz in der Wiedernutzung der im benachbarten Biergarten gelegenen Bühne durch sommerliche Theateraufführungen und dem Gebrauch des Parks für Kinderwanderungen geschehen.

Schließlich sollte durch geeignete Stadtführungen mit Ziel Aigner Park bzw. als wichtiger Stopp – nicht zuletzt durch die Vermittlung der attraktiven Geschichte der Anlage – dieser wieder in das Bewusstsein sowohl der Einheimischen wie auch von Besuchern der Stadt gebracht werden.

Die angeführten Punkte sind nur als Hinweise zu sehen. Weitere konkrete Maßnahmen sollten unbedingt durch geeignete Forschungsarbeiten untermauert werden. Einmal ist es notwendig, genaueres über die Besucherzielgruppen zu erfahren. Welche Wünsche haben diese, was wird vermisst (insbesondere von den Einheimischen), welche Orte suchen die Befragten bisher für welche Aktivitäten auf, wie bekannt ist der Park eigentlich? Zum anderen ist genauer zu ermitteln, welche Strategien von Seiten der Bewirtschafter solcher Anlagen verfolgt werden können und sollten.

4. Schlussfolgerungen

Am Beispiel des Aigner Parks in der österreichischen Stadt Salzburg konnte aufgezeigt werden, dass naturnahe Erholungsparks mit historisch bedeutendem Hintergrund bislang nur unzureichend in Wert gesetzt worden sind. Sie könnten einen Beitrag zur Reduktion des Erholungsverkehrs leisten und bieten darüber hinaus touristisches Potenzial für die Region. Wie hoch die tatsächliche Bedeutung der angesprochenen Entwicklungsmöglichkeiten ist, bleibt noch offen. Gleichfalls ist über geeignete wissenschaftliche Forschungsarbeiten zu ermitteln welche konkreten Maßnahmen in welchem Umfang geeignet sind. Es ist notwendig, genaueres über die Besucherzielgruppen zu erfahren. Welche Wünsche haben diese, was wird vermisst (insbesondere von den Einheimischen), welche Orte suchen die Befragten bisher für welche Aktivitäten auf, wie bekannt ist so ein Park tatsächlich (insb. räumlich)? Zum anderen ist genauer zu ermitteln, welche Strategien von Seiten der Bewirtschafter solcher Anlagen verfolgt werden können und sollten.

Literatur

- Ammer, U. & Pröbstl, U. (1991). Freizeit und Natur. Hamburg, Berlin.
- Baedeker, Karl (1910). Südbayern Tirol und Salzburg. Leipzig.
- Becker, P. (1975). Die romantische Landschaft von Aigen. In: Ziegeleder, E. (Hrsg.). Naturpark Aigen. Salzburg. S. 5-13.
- Berger, E. (2002). Historische Gärten Österreichs: Garten- und Parkanlagen von der Renaissance bis um 1930. Wien. 2003

- Blinde, J. & Schlich, R. (2002). Freizeitmobilität und Wohnsituation In: Gather, M. & Kagermeier, A. (Hrsg.). Freizeitverkehr. Mannheim, S. 35 - 53
- Bochnig, S. & Selle, K. (Hrsg. 1992). Freiräume für die Stadt. Bd. 1 und 2. Wiesbaden.
- Dalkmann, H. (2002). Freizeitmobilität – Handlungsfelder für eine umweltverträglichere Gestaltung. In: Gather, M. & Kagermeier, A. (Hrsg.). Freizeitverkehr. Mannheim. S. 87-104.
- Götz, K. (2007). Freizeit-Mobilität im Alltag oder disponible Zeit, Auszeit, Eigenzeit – warum wir in der Freizeit raus müssen. Berlin.
- Harlander, I. M. (2003). Der Park zu Aigen. Dissertationsmanuskript. Salzburg.
- Heinze, W. G. & Kill, H. H. (1997). Freizeit und Mobilität. Neue Lösungen im Freizeitverkehr. Hannover.
- Höllbacher, R. (1990). Salzburg: Landschaft und Stadt als entwicklungsgeschichtliche Paradigmen – der Wandel der Rezeption vom Ende des 18. bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts. Dissertationsmanuskript. Salzburg.
- Kagermeier, A. (1997). Siedlungsstruktur und Verkehrsmobilität. Eine empirische Untersuchung am Beispiel von Südbayern. Dortmund.
- Lanzendorf, M. (1998). Freizeitmobilität als Gegenstand angewandter Umweltforschung. In: Geographische Rundschau. Band 50. Heft 10. S. 570-574.
- Mazzari, K. (2000). Gärten und Parks im Wandel der Zeit. Der Mirabellgarten und der Aigner Park. Diplomarbeitmanuskript. Salzburg.
- Mondre, M. J. (1995). Die Landschaft als Thema der Stadt – Landschaftsentwicklung am Beispiel der Stadt Salzburg. Diplomarbeit. Salzburg, Wien.
- Opaschowski, H. W. (1991). Ökologie von Freizeit und Tourismus. Opladen.
- Pirckmayer, F. (1887). Aigen bei Salzburg. Begleiter für Einheimische und Fremde. Salzburg.
- Prehn, M., Schwedt, B. & Steger, U. (1997): Verkehrsvermeidung aber wie? Bern, Stuttgart, Wien.
- Rauch, B. (1993). Natur und Freizeit im Verkehrsraum Berchtesgaden. In: Gruber, G. & Rauch, B. (Hrsg.). Grenzenlose Utopie und kommunale Praxis. Frankfurter Wirtschafts- und Sozialgeographische Schriften. Heft 62. S. 17-204.
- Regionalverband Neckar-Alb (Hrsg. 2001). Landschaftspark Neues Neckartal/Schönbuch. Forschungsprojekt Mobilität im Ballungsraum Stuttgart. Arbeitspaket D 4.2.2. Schlussbericht. Mössingen.

- Sarkowicz, Hans (Hrsg. 1998). Die Geschichte der Gärten und Parks. Frankfurt am Main
- Stadtler, G. (1975). Aigen. Park und Gesundbrunnen zur Zeit der Romantik. In: Ziegeleder, E. (Hrsg.). Naturpark Aigen. Salzburg. S. 15-58.
- Ziegeleder, E. (1975). Der Aigner Park – heute. In: Ziegeleder, E. (Hrsg.). Naturpark Aigen. Salzburg. S. 59-68.

Anschrift

Mag. Dr. Thomas Keidel
Alte Aigner Straße 8
A-5026 Salzburg-Aigen

Email: thomaskeidel@gmx.de

Die Salzburger Stadtlandschaften als wichtiger Baustein nachhaltiger Stadtentwicklung

Urban Landscapes of Salzburg City

SABINE PINTERITS

Zusammenfassung

Insbesondere in den Jahrzehnten nach dem zweiten Weltkrieg hat die Stadt Salzburg eine enorme Siedlungsentwicklung durchgemacht, weshalb vor rund 20 Jahren vom Gemeinderat eine Deklaration verabschiedet wurde, die den Erhalt der verbliebenen Grünräume leisten soll. Doch der rechtliche Schutz alleine reicht für eine langfristige Sicherung der Flächen nicht aus. In den letzten Jahren wurde daher von der Stadtplanung ein Schwerpunkt auf die Entwicklung von Konzepten gelegt, die den Freiraum aus verschiedenen Blickwinkeln betrachten und qualitative Aussagen über die künftigen Entwicklungspotentiale treffen.

Stadtlandschaft, Salzburg, Grünes Netz, Durchgrünungsgrad, Erholungsnutzung, Indikatoren, qualitative Bewertung.

Summary

Especially in the years after the Second World War an enormous growing of the settlement in the City of Salzburg took place. This was the reason for the municipal council to pass a resolution for a increased protection of green areas in the city in the year 1985. But just law is not enough to assure a long-term-protection of these areas. Therefore in the last years the department of urban development started to work on some concepts that consider green areas from different point of views and make proposals for a qualitative development.

1. Einleitung – Stadtlandschaft entsteht

Die Stadt Salzburg, gelegen an der Grenze zwischen Alpenbogen und Alpenvorland, weist eine Größe von rund 66 km² und eine Einwohneranzahl von ca. 150.000 Bürger und Bürgerinnen auf. Ein wesentliches Merkmal Salzburgs ist – neben seiner bekannten Altstadt – der hohe Anteil an Grün. Markant fallen beispielsweise die Stadtberge ins Auge, um die sich im Laufe der Zeit die Altstadt entwickelt hat. Die Salzach durchzieht die Stadt von Nord nach Süd und bildet mit ihren Treppelwegen wichtige Fußgänger- und Radwegachsen. Die Umrahmung besteht aus einer Mischung von Mittelgebirgslandschaft mit dem Gaisberg im Osten, dem dominanten Untersberg im Südwesten und dem auslaufenden Salzburger Becken im Norden.

Auch die Bewohner und Bewohnerinnen sind sich der Bedeutung „ihrer“ Grünräume bewusst. In einer Meinungsumfrage aus dem Herbst 2004 gaben beispielsweise 88 % der Befragten an, dass die vorhandenen Grün- und Freiflächen für die Lebensqualität und Attraktivität der Stadt Salzburg „sehr wichtig“ sind. 94 % bescheinigen ihr damit eine „sehr hohe“ bzw. „eher hohe“ Lebensqualität.



Abb. 1: Salzburger Altstadt und Salzach (Fotoarchiv Stadt Salzburg)

Stadtlandschaft ist natürlich immer ein Gefüge von bebauter Stadt und offener Landschaft. Insbesondere in den Jahren nach dem zweiten Weltkrieg ist die Siedlungsentwicklung enorm angestiegen – der Wohnungsbedarf war hoch und es musste rasch ein leistbares Wohnungsangebot geschaffen werden. Dabei waren die Themen Landschafts- und Naturschutz nachrangig und die bis zu diesem Zeitpunkt vorhandene Kultur- und Naturlandschaft wurde stark verändert.



Abb. 2: Die Stadt um 1829 (Johann Michael Sattler, Archiv Stadt Salzburg)

Auf Grund des hohen Verlustes an Grünlandflächen wurden Proteste in der Salzburger Bevölkerung wach und es kam in den 1970-er Jahren zur Gründung von Bürgerinitiativen, die sich für einen sofortigen Grünlandschutz einsetzten. Nach Verhandlungen mit der Politik konnten sie erwirken, dass nahezu alle Grünlandflächen durch die neu geschaffene Deklaration „Geschütztes Grünland“ keiner weiteren Bebauung zugeführt werden können. Daneben sollen die Bauern als Bewahrer der Kulturlandschaft gefördert und gemeinsam mit den Umlandgemeinden ein gemeinsamer Grüngürtel geschaffen werden.

Die Deklaration „Geschütztes Grünland“ war bisher die wesentliche Grundlage für den Umgang mit Grünland in der Stadt Salzburg. Der rein rechtliche Schutz ist auf Dauer aber kaum zu halten, da mit dem Wachsen der Stadt der Bebauungsdruck auf die vorhandenen Grün- und Freiräume wieder zunimmt. Es braucht daher mehr: Natur- und Kulturlandschaft müssen in ihrem Wert wieder erkannt werden, es braucht einen Bewusstseinswandel in den Köpfen aller und vor allem bei den Entscheidungsträgern: Weg vom „Restflächen-Denken“, hin zu einer Sichtweise, die Natur als einen beständigen Wert für die Zukunft anerkennt.

In den letzten Jahren wurde daher ein Schwerpunkt auf die Entwicklung von Konzepten gelegt, die das in der Stadt vorhandene Grün nach qualitativen und quantitativen Methoden beleuchten.



Abb. 3: Ein Blick vom Gaisberg auf die Stadt Salzburg (J. Reithofer, 2006)

2. Die Vielfalt der Salzburger Stadtlandschaften

Die reiche Kulturgeschichte Salzburgs prägte auch seine Landschaft mit: Schlösser, Villen, Wehranlagen, Schlossparks, Alleen, Kopfweiden, Streuwiesen, Felsen der Stadtberge sind aber nicht nur kulturhistorisch interessant, sondern besitzen auch vielfach besonderen Wert für den Natur- und Artenschutz.



Abb. 4: Ein Blick durch die Hellbrunner Allee (J. Reithofer, 2006)

Naturschutzfachlich sind die Moor- sowie die ausgedehnten Wiesen- und Waldflächen von großer Bedeutung für die Stadt. Von den ursprünglich großflächigen Mooren sind allerdings nur wenige Restflächen (Leopoldskroner Moor, Samer Mösl) in ihrem Charakter noch naturnah erhalten. Der Großteil wurde entwässert, als Fettwiese oder Acker genutzt oder überbaut. Kleinflächig findet auch heute noch Torfabbau mit Nutzung für das Kurwesen statt.

Auch der vielfältige Baumbestand prägt das Erscheinungsbild der Stadt. Mehr als 17.000 Bäume stocken auf öffentlichem Grund (außerhalb des Waldes), wovon gut 2 % älter als 200 Jahre alt sind. Gerade in alten Alleen konnten viele Baumriesen bis heute überleben.

Auf den Hängen des Gaisberges finden sich heute noch offene Weideflächen, die durch Unternutzung einem zunehmenden Verwaltungsdruck standhalten müssen. Auf dem innerstädtisch gelegenen Rainberg soll beispielsweise durch Beweidung mit Schafen und Ziegen der Erhalt dieses wertvollen Landschaftsraumes gesichert werden.

Grundsätzlich hat sich mit der Veränderung in der Landbewirtschaftung auch das Landschaftsbild stark verändert. Auch die einst vielfältig vorhandenen Hecken- und Gehölzstrukturen sind heute weitgehend aus der Kulturlandschaft verschwunden. Gerade aber diese Elemente machen den Wert der Erholungslandschaft und des Landschaftsbildes aus. Es gilt künftig Maßnahmen umzusetzen, die gleichermaßen im Interesse der Landwirt-

schaft, des Naturschutzes und der Erholungsnutzung liegen.

Der Begriff der Stadtökologie wird in der Stadt Salzburg jedenfalls umfassend gesehen. Neben den klassischen Themen Ökologie und Naturschutz werden auch Fragen der nachhaltigen Siedlungsentwicklung, des zukunftsfähigen Bauens und einer tragbaren Mobilität in einer Gesamtsicht im Umgang mit Landschaft integriert.

3. Qualitative Konzepte zur Bewertung von Grün

Insgesamt stehen der Landschaftsplanung in Österreich keine eigenen rechtlich verankerten Instrumente zur Verfügung. Manche Maßnahmen sind über das Naturschutzrecht abgedeckt, vieles kann aber nur auf freiwilliger Basis umgesetzt werden. Grundlage können aber auch hier nur Studien bzw. Konzepte sein, die sich auf fachlicher Ebene mit Frei- und Grünraumthemen auseinandersetzen, wie dies auch im Fall des „Grünen Netzes“ oder der Salzburger Stadtlandschaften ist. Durch die inhaltliche Übernahme der beiden Studien in das Räumliche Entwicklungskonzept (einem

Raumordnungsinstrument, das die Raumentwicklung der Gemeinde für die nächsten 10 Jahre vorgibt), konnte eine gewisse Verbindlichkeit festgeschrieben werden.

3.1 Das Grüne Netz

Das Grüne Netz (stadtland, 2003) ist ein wesentliches Element des städtischen Freiraums. Es handelt sich – wie der Name vermuten lässt – um ein Netzwerk an Wegen und linearen Grünelementen, das Siedlungen mit den größeren und kleineren Grünräumen der Stadt sowie mit Orten des täglichen Bedarfs und Zentren verbindet. Dabei nimmt es folgende Funktionen wahr:

- Es schafft Lebensraum für Tiere und Pflanzen (z. B. Biotopverbund) und trägt positiv zum Kleinklima der Stadt bei.
- Es ist Erholungsraum, der gemeinsam mit den in das Netz integrierten Freiflächen, gerade für ältere Personen in ihrem Wohnumfeld von hoher Bedeutung ist.
- Es gestaltet die Stadt, da es je nach Ausprägung Identität für einen Stadtteil schaffen kann (z. B. die historisch bedeutsame Hellbrunner Allee).

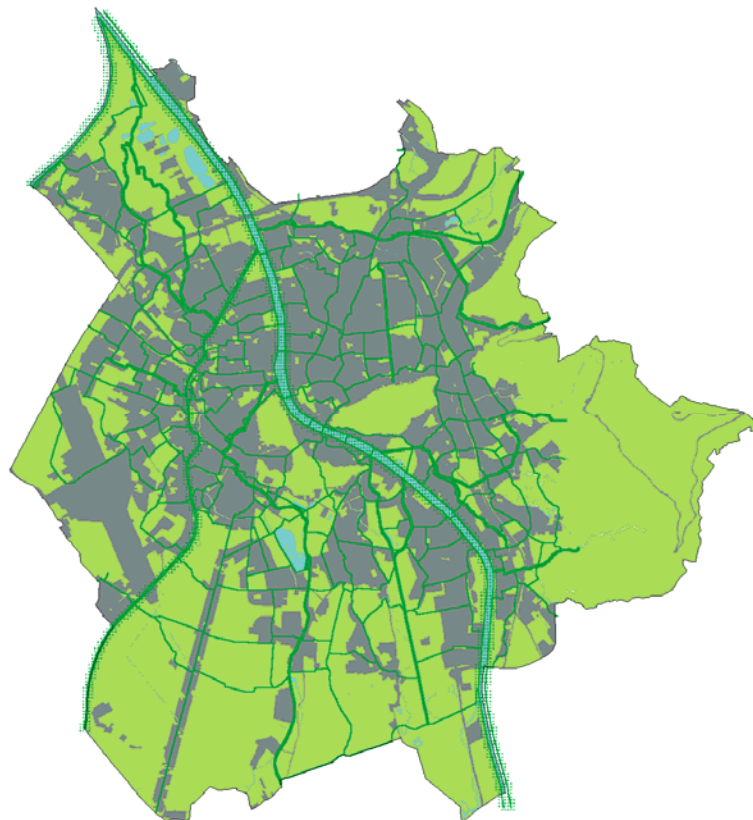


Abb. 5: Das Grüne Netz der Stadt Salzburg (stadtland, 2003)

Elemente wie Alleen, Gewässer und ihre grünen Ufer, Gehölze und Grünstreifen verknüpfen Grünflächen untereinander und mit der umgebenden Landschaft. Es soll also dem Fußgänger oder Radfahrer das sichere und angenehme Bewegen in der Stadt ermöglichen.



Abb. 6: Fuß- und Radweg abseits der Verkehrsstraßen als Element des Grünen Netzes (S. Pinterits, 2007)

Durch die Begehung vor Ort wurden die Wege erhoben, ihnen die entsprechenden Funktionen (Verbindung, Ökologie, Erholung, Gestaltung) zugeordnet und bei Bedarf Maßnahmen zur Sicherung oder Verbesserung der Situation vorgeschlagen. Entwurfskriterien waren dabei die Verknüpfung von größeren Landschaftsräumen, Anbindung wichtiger Quell- und Zielpunkte, Anbindung an öffentliche Einrichtungen, Maschenweite zwischen 500 und 600 m, Einbindung in bestehende Grünelemente und die Berücksichtigung amtlicher Planungen bei Festlegung neuer Grünverbindungen.

Das Ergebnis ist nunmehr ein 240 km langes Grünes Netzes mit einem Verbesserungspotential von rund 90 km, das künftig Schritt für Schritt umgesetzt werden soll.

3.2 Salzburger Stadt-Landschaften

Die Studie „Salzburger Stadt_Landschaften“ (cbb, 2005) wurde im Rahmen der Überarbeitung des Räumlichen Entwicklungskonzeptes beauftragt. Es galt der Frage nachzugehen, wie Grün- und Freiräume der Stadt wieder verstärkt in Wert gesetzt werden können. Es sollte ein neuer Zugang gewählt werden, der über die reine Darstellung der naturwissenschaftlichen Grundlagen hinausgeht und den Naturraum auch atmosphärisch zu fassen versucht.

Mit der Tatsache, dass in den letzten Jahrzehnten Siedlungen immer mehr in die Landschaft ausufernden ging eine Ökonomisierung der Grünflächen einher – sie wurden zu potenziellem Kapital, verloren dabei aber das ihnen

eigene Wesen. Denkt man hingegen an Orte, wie zum Beispiel die Altstadt, so ist es aber gerade diese Identität, die sie zu einem beliebten Wohn- und Aufenthaltsort werden lassen. Keiner würde auf die Idee kommen, hier Veränderungen zuzulassen, ohne nicht auch den damit einhergehenden Wertverlust der Identität in der Entscheidungsfindung zu berücksichtigen.

Basierend auf den heutigen und historischen Funktionen des jeweiligen Landschaftsraumes, seinen räumlichen Zusammenhängen und seiner Wahrnehmung von Außen wurden 11 Landschaftseinheiten abgegrenzt, ihre individuellen Begabungen festgehalten und zeitgemäße Konzepte erarbeitet.

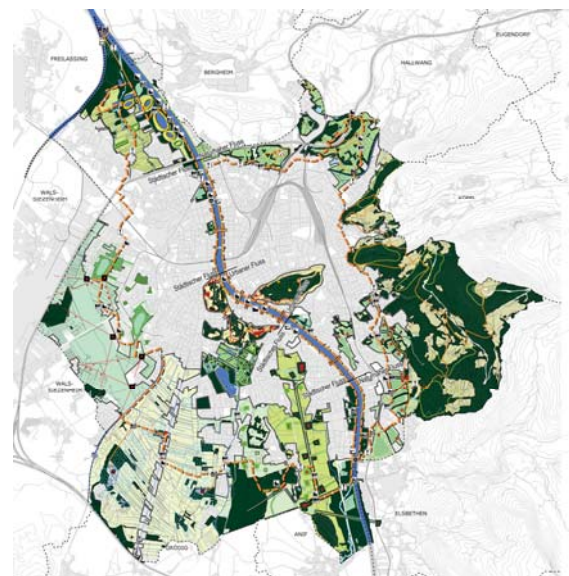


Abb. 7: Die „Salzburger Stadt-Landschaften“ (cbb, 2005)

Beispielhaft sollen hier zwei Landschaftsräume, die „Flusslandschaft“, sowie die „Hellbrunner Park- und Kulturlandschaft“ vorgestellt werden.

Flusslandschaft – „Sequenzen“

Die Salzach durchfließt die Stadt in Süd-Nord Richtung und lässt dabei nur noch an wenigen Stellen im äußersten Norden und Süden den ursprünglichen Aucharakter erahnen. Heute sind das regulierte Flussbett und die gesicherten Ufer prägend für den Fluss, wobei die Art der Uferbefestigung in enger Abhängigkeit zur Umgebung steht. Der innerstädtische Abschnitt wirkt sehr offen, ein Stück außerhalb säumen bereits dichte Ufergehölze den Fluss und schirmen ihn so von den angrenzenden Bereichen ab.

Konzept des Integrierens: Naturnähe des Flusses in Teilbereichen zulassen – dem Fluss Raum geben

Die Salzach soll als Lebensader der Stadt in das Bewusstsein der Bevölkerung gebracht und für sie nutzbar werden. Durch das Sichtbarmachen ihrer unterschiedlichen Abschnitte,



Abb. 8: Die Salzach (S. Pinterits, 2006)

beispielsweise durch die Revitalisierung von Auwäldern oder das Entwickeln von Lichtkonzepten im urbanen Bereich kann Aufmerksamkeit entstehen. Darüber hinaus ist die Erholungsfunktion zu stärken.



Abb. 9: Entwicklungskonzept „Lebensader Salzach“ und ein Bild des Limat in Zürich (cbb, 2005)

Hellbrunner Park- und Kulturlandschaft – „Spiegel der Geschichte“

Wesentliches Merkmal des lang gestreckten Landschaftsraumes ist die mittig verlaufende Hellbrunner Allee, die eine Verbindung zwischen dem Hellbrunner Schloss samt Parkanlage und der Festung Hohen Salzburg herstellt. Wie Inseln sind Gutshöfe und Schlösser mit dazwischen liegenden Wiesen und Äckern an die Hellbrunner Allee angelagert.

Konzept des Inszenierens: Die Landschaft als Spiegel ehemaliger Gesellschaftsstrukturen

In der klaren Raumstruktur spiegeln sich gesellschaftliche Hierarchien und Machtverhältnisse ihrer Entstehungszeit wider. Der Landschaftsraum ist bewusst komponiert und ge



Abb. 10: Das Schloss Hellbrunn (Fotoarchiv Stadt Salzburg)

staltet und bildet damit den Prototyp der idealen Parklandschaft. Die Hellbrunner Park- und Kulturlandschaft soll in ihrem Bestand gesichert und erhalten bleiben.



Abb. 11: Entwicklungskonzept Hellbrunner Park- und Kulturlandschaft (cbb, 2005)

Der Zugang über das Konzept der „Salzburger Stadt_Landschaften“ wirkt auf den ersten Blick aus gewohnter Sicht weniger greifbar. Er unterstützt aber die intuitive Wahrnehmung von Landschaft und integriert eine Gefühlsebene, die beim bewussten Gang durch den jeweiligen Raum in der Person entstehen kann.

4. Indikatorenbasierte Ansätze zur Bewertung von Grün

4.1 Durchgrünungsgradstudie

Mit einem Durchgrünungsgrad von fast 60 % kommt „das Grün“ in der Stadt in unterschiedlicher Größe, Qualität und Funktion vor. Es reicht von den kleinklimatisch und gestalterisch wertvollen Wiesenflächen oder Baumalleen entlang von Straßen über Privatgärten und Parks bis hin zu den großflächigen Landschaftsräumen, die die Stadt umrahmen und in sie eindringen. Diese Vielfältigkeit gibt Salzburg das charakteristische Erscheinungsbild.

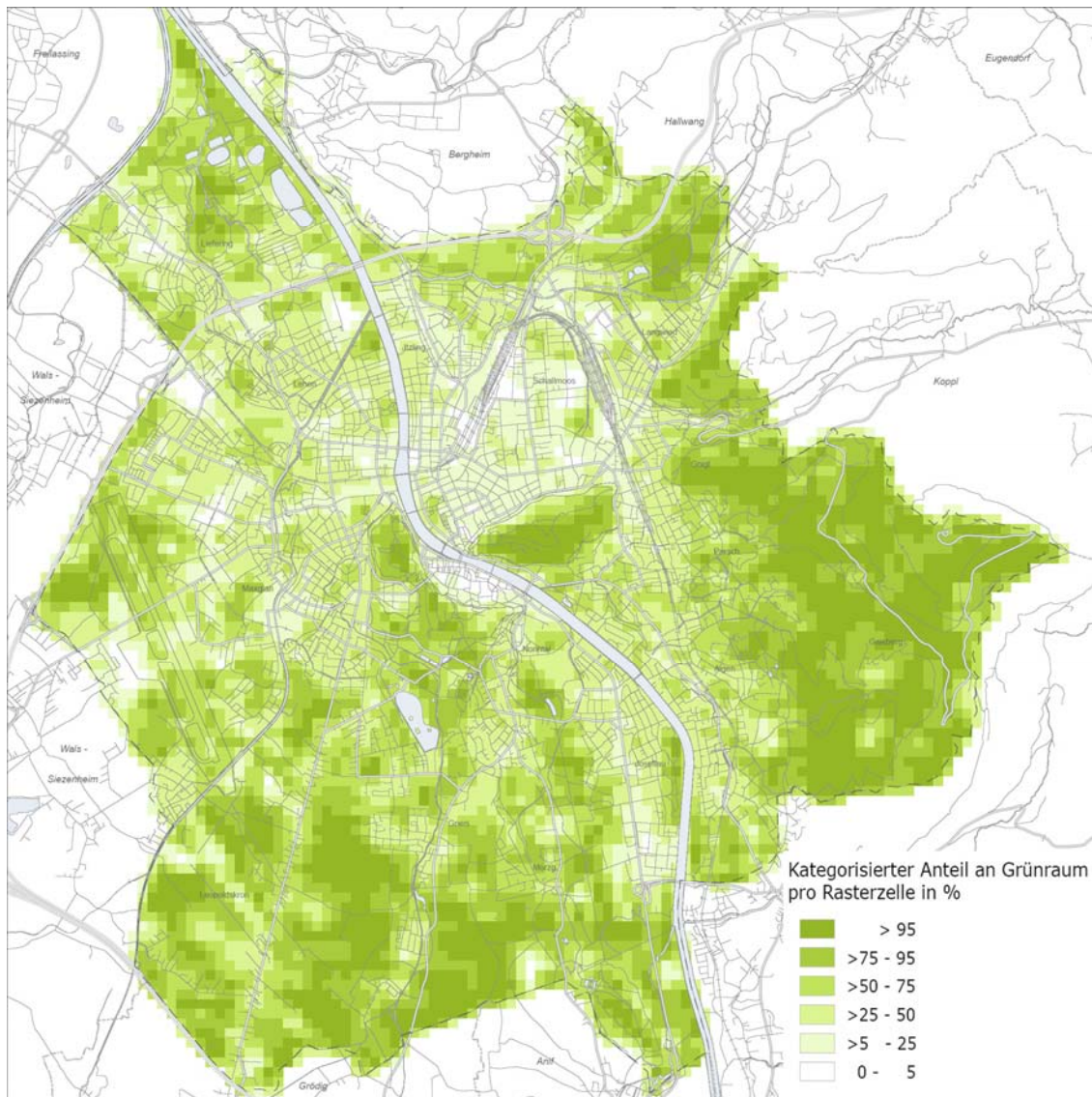


Abb. 12: Durchgrünungsgrad der Stadt Salzburg (ispace, 2005)

Basierend auf einer Satellitenbildanalyse (ispace, 2005) wurde der Durchgrünungsgrad im Juni 2005 gesamtstädtisch erhoben. Dabei wurden die Werte in einem 100 x 100 m Raster ausgewertet und dargestellt.

Um von diesem rein quantitativen Wert zu einer qualitativen Aussage zu kommen, wurden die Rasterwerte auf Bauland bezogen vor Ort analysiert und durch Experten ein künftig angestrebter Grünanteil je Bauflächen festgelegt (cbb, 2005). Der empfohlene Grünanteil wird dabei in vier Klassen eingeteilt:

- Geringer Grünanteil (5 – 20 %): Die erste Klasse entspricht Bereichen in der Stadt, die vorrangig durch Bebauung geprägt sind. Die „steinernen“ Stadt, die von einer hohen baulichen Dichte im Kontrast zu verhältnismäßig kleinen „grünen Inseln“ lebt. Ausgewählte Bereiche in Gewerbegebieten werden ebenfalls zu dieser Gruppe gezählt.
- Mittlerer Grünanteil (20 – 40 %): Diese Klasse umfasst urban geprägte Bereiche, wo ein ausgewogenes Verhältnis zwischen Durchgrünung und Bebauung angestrebt wird (Bebauungstypologien wie beispielsweise Zeilenbausiedlungen oder mehrgeschossige Einzelhäuser) und große Teile der Gewerbegebiete.
- Hoher Grünanteil (40 – 60 %): In der dritten Klasse handelt es sich um Stadträume, die im Regelfall als intensiv durchgrünte Wohnquartiere empfunden werden. Sie sind deutlich vom gärtnerischen oder landschaftlichen Grün geprägt und befinden sich vorrangig in den äußeren Stadtlagen.
- Sehr hoher Grünanteil (> 60 %): Die Gebiete in der vierten Klasse mit einem ausgesprochen hohen Grünanteil besitzen eine parkartige „Ausstrahlung“. Es handelt sich dabei in erster Linie um Villengrundstücke und Einzelhäuser im landschaftlich geprägten Raum.



Abb. 13: Ausschnitt aus der Entwicklungskarte mit Aussagen über den angestrebten Durchgrünungsgrad (cbb, 2005)

Ziel ist es, den Grünanteil innerhalb der Stadt in seiner Gesamtbilanz so hoch wie möglich zu halten. Ein Vorteil der Satellitenbildanalyse liegt in der einfachen Wiederholbarkeit der Methode und damit der Möglichkeit, die Werte in festzulegenden Intervallen zu beobachten. Es können Veränderungen rechtzeitig erkannt und bei Bedarf Maßnahmen zur Gegensteuerung getroffen werden.

4.2 Wohnstandortattraktivität

Neben Themen wie Zugang zu öffentlichen Verkehrsmitteln oder Nahversorgung wurde die Versorgung mit Erholungsflächen und Spielplätzen im Rahmen der Bewertung der Wohnstandortattraktivität untersucht (ispace, 2006)

Frei- und Grünräume sind nicht gleichmäßig über das Stadtgebiet verteilt, sondern je nach historischer Nutzung und städtebaulicher Entwicklung in unterschiedlicher Menge und Qualität vorhanden. Unter der Annahme, dass eine gute Versorgung mit wohnungsnahen Erholungs- und Spielflächen die Qualität des jeweiligen Wohnortes erhöht, wurde mit Hilfe einer gis-unterstützten Analyse die Verteilung der bestehenden Park-, Spiel- und Freiflächen dargestellt. Basierend darauf wurden unter Einbeziehung zumutbarer Wegelängen für deren fußläufige Erreichbarkeit, Versorgungsbereiche festgelegt:

Tab 1: Parameter für die Berechnung des Versorgungswertes der Salzburger Bevölkerung mit Erholungsflächen (ispace, 2006)

NAHERHOLUNGSQUALITÄT	0 – 300 M	300 – ≤ 700 M	> 700 M
„gute Naherholungsqualität“	gute Versorgung	versorgt	Eingeschränkte Versorgung
„durchschnittliche Naherholungsqualität“	versorgt	Eingeschränkte Versorgung	Eingeschränkte Versorgung
„eingeschränkte Naherholungsqualität“	Eingeschränkte Versorgung	Eingeschränkte Versorgung	Eingeschränkte Versorgung

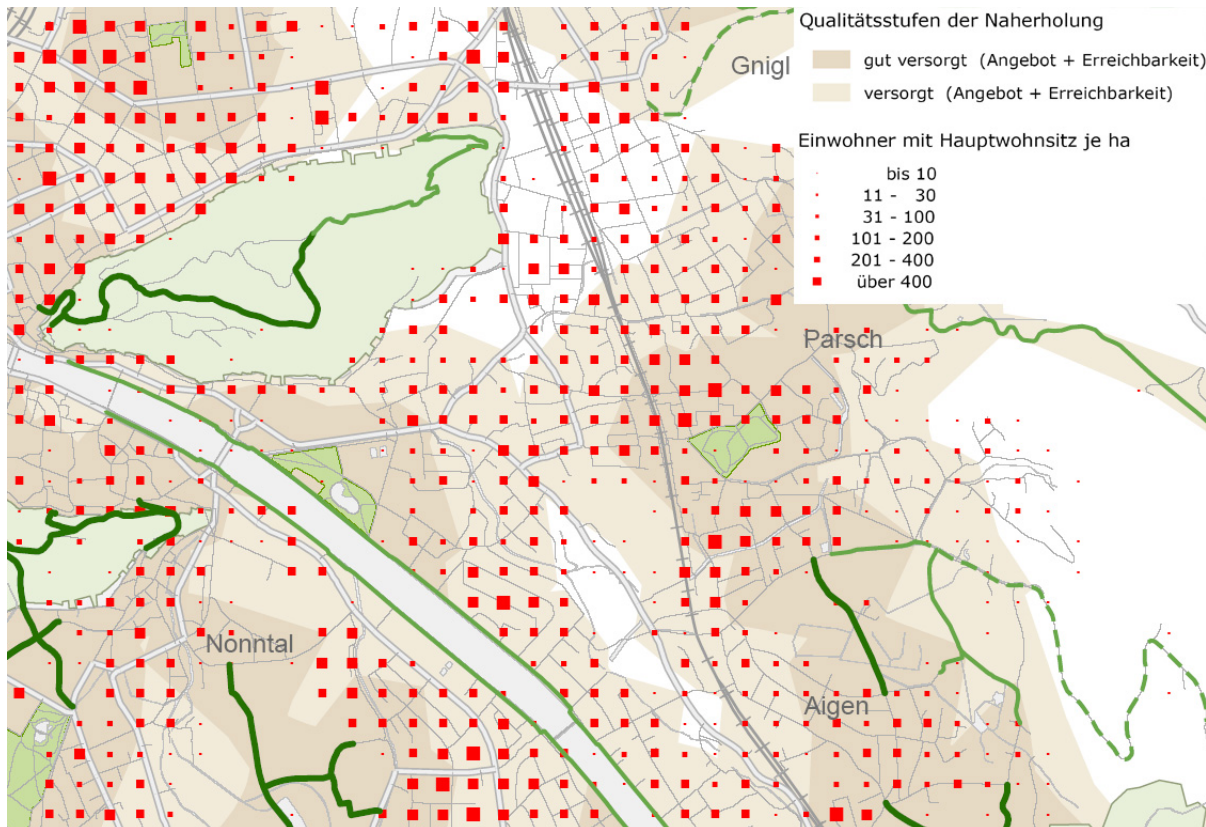


Abb. 14: Ausschnitt aus der Bestandskarte „Versorgung mit Erholungsflächen“ (ispace, 2006)

In der Berechnung wurde auch die Qualität der Erholungsräume berücksichtigt, wobei als wesentlicher Faktor die Begehrbarkeit der Erholungsflächen herangezogen wurde. Bestimmende Faktoren für die Nutzung von Freiräumen sind die Erreichbarkeit, die Größe des Freiraumes, seine Sicherheit und Übersichtlichkeit und seine Attraktivität (z. B. Spielmöglichkeiten, Sitzgelegenheiten).

Bei der bisherigen Herangehensweise nach reinen qm-Durchschnittswerten (qm/Einwohner) wurden die Flächen nicht näher nach Art (z. B. Wiese, Wald oder Weide), Ausstattung und möglichem Erholungswert differenziert. Mit dieser kombinierten Methode wurde nun versucht, über die reine quantitative Berechnung hinaus zu gehen und den Versorgungsgrad mit Hilfe qualitativer Merkmale zu vertiefen.

5. Ein Blick nach vorne

Die vorangegangenen Ausführungen können für den jeweiligen Ansatz nur eine erste Übersicht bieten. Es wird aber bei der Auseinandersetzung mit dem Thema der Bewertung von Grünräumen sehr schnell klar, dass es keine scharfe Abgrenzung der jeweiligen Herangehensweise – quantitativ oder qualitativ – geben kann.

Der Vorteil von indikatorenbasierten Ansätzen liegt sicherlich in der einfachen Wiederholbarkeit der Untersuchung gegenüber der erneuten Arbeit von Experten vor Ort. Vom Wesen einer Landschaft würde aber vieles verloren gehen, wenn versucht würde, sie nur über Flächengrößen, Pixelwerte oder sonstige Messwerte abzubilden. Es ist sehr wichtig auch das zu fassen, was zwischen den objektiv messbaren Zahlen liegt, nämlich das intuitive Gefühl, das eine Farben- und Strukturvielfalt in uns auslöst. Vielleicht kann ein mehr künstlerischer Zugang hier Hilfestellung bieten, Landschaft auf einer anderen Ebene als der Verstandesebene wahrzunehmen und dadurch zu einem ganzheitlicheren Werteverständnis beizutragen.

Die Stadt Salzburg ist bestrebt, die Prinzipien der Nachhaltigkeit verstärkt in die Stadtentwicklung zu integrieren. Dazu gehört ein gleichwertiger Umgang mit bebauter Stadt und ihren Grün- und Freiräumen. Ein qualitativvolles Siedlungswachstum ist auch an der Gestalt und dem Erscheinungsbild der Freiräume ablesbar. Der schonende Umgang mit der Ressource „Landschaft“, eine optimale Frei- und Grünraumplanung bei Bauprojekten und das Zusammenführen unterschiedlicher Nutzungsinteressen zur Sicherung einer vielfältigen Kulturlandschaft stellen hier erste Ansatzpunkte dar.

Literatur

- Büro stadtländ (2003). Das Grüne Netz der Landeshauptstadt Salzburg. Studie im Auftrag der Stadt Salzburg.
- cbb Conradi Braum & Bockhorst, Hanke und Partner (2005). Die Salzburger Stadtlandschaften. Studie im Auftrag der Stadt Salzburg.
- cbb Conradi Braum & Bockhorst (2006). Halb-öffentliche und private Freiräume Salzburg. Studie im Auftrag der Stadt Salzburg.
- Research Studios Austria - iSpace, (2006). Entwicklung von integrativen Wohnstandort-Attraktivitätsindikatoren. Unveröffentlichter Arbeitsbericht zum Forschungsprojekt im Auftrag der Stadt Salzburg.

Anschrift

Dipl.-Ing. Sabine Pinterits
Stadtgemeinde Salzburg Magistrat
Amt für Stadtplanung und Verkehr
Schwarzstrasse 44
Postfach 63
A – 5024 Salzburg
Telefon: 0662-8072-2256
E-Mail: sabine.pinterits@stadt-salzburg.at