

Zusammenfassung der wissenschaftlichen Begleitforschung des vom Bundesamt für Naturschutz geförderten Projekts „Urbane Wälder“

Modul 1 Wirkungen urbaner Wälder auf abiotische Aspekte des Naturhaushaltes – Wirkungen auf das Stadtklima

Verfasser: Dr. U. Moderow, Dr. V. Goldberg

unter Mitarbeit von: Dr. M. Barth
BSc. Forst S. Böhme
Dipl. Hydrol. M. Kenner
Dipl. Hydrol. M. Koch
Dipl. Hydrol. J. Ringat
MSc. S. Thiel
Büro MEP Plan

Projektleitung: Prof. Dr. C. Bernhofer, Dr. V. Goldberg

Technische Universität Dresden

Institut für Hydrologie und Meteorologie

Professur für Meteorologie

Tharandt, 18.07.2016

Danksagung

Wir danken dem Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie für die Bereitstellung der Luftgütedaten der Stadt Leipzig. Ebenfalls danken wir dem Meteorologischen Institut der Universität Leipzig für die Bereitstellung von Vergleichsdaten für die Auswertung der gemessenen Stadtklimadaten.

Unser Dank gilt weiterhin den Mitarbeitern, die im Rahmen von Werkverträgen wesentlich zu den hier zusammengefassten bisherigen Projektergebnissen beigetragen haben: Dr. M. Barth, BSc. Forst. S. Böhme, Dipl.-Hydrol. M. Kenner, Dipl.-Hydrol. M. Koch, Dipl.-Hydrol. J. Ringat, MSc. S. Thiel und dem Büro MEP Plan.

Hinweis

Die hier dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf den derzeitigen Stand des Projektes, welches noch nicht beendet ist. Sie werden hier in zusammengefasster Form präsentiert.

INHALTSVERZEICHNIS

1	KLIMA	4
1.1	FORSCHUNGSFRAGEN	4
1.2	VORGEHENSWEISE	4
1.3	UNTERSUCHUNGSGEBIETE	4
1.4	WIRKUNG URBANER WÄLDER AUF DAS STADTKLIMA	5
1.4.1	<i>Urbanes Grün als Kohlenstoffspeicher</i>	5
1.4.6	<i>Klimatische Wirksamkeit urbaner Grünflächen und Wälder</i>	20
1.4.7	<i>Klimatische Wirksamkeit von Dachbegrünung und Fassadenbegrünung in Fußgängerniveau</i>	22
1.4.8	<i>Stadtklimamessungen</i>	25
1.4.8.1	Klimastation	25
1.4.8.2	Mobile Messgänge.....	26
1.4.8.3	Einfluss des Sky View Faktors auf thermische Unterschiede	28
1.4.8.4	Stadteffekt von Leipzig auf das Klima	31
1.4.9	<i>Stadtklimamodellierung</i>	32
1.4.9.1	Einfluss von sich ändernder Vegetation auf die thermische Belastung	34
1.4.9.2	Einfluss der Verteilung von urbanem Grün auf die thermische Belastung	38
1.4.9.3	Einfluss von Dachbegrünung auf die thermische Belastung von Passanten auf Fußgängerniveau	49
1.4.10	<i>Einfluss urbaner Wälder auf die stoffliche Belastung der Luft</i>	58
1.4.10.1	Beispielhafte Analyse von Luftgütedaten in der Stadt Leipzig	58
1.4.10.2	Recherche geeigneter Modelle zur Beurteilung der Wirkung urbaner Wälder auf luftgetragene Schadstoffe	62
1.4.10.3	Modellgestützte Simulation der stofflichen Belastung in Abhängigkeit von verschiedenen Vegetationsstadien für das Schönauer Holz und die Stadtgärtnerei Holz	64
1.5	LITERATUR.....	72

1 Klima

Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse aus den Jahren 2010, 2011, 2012, 2014 und 2015 sowie Ergänzung um neuere Ergebnisse

1.1 Forschungsfragen

- Wie beeinflussen urbane Wälder das Stadtklima insbesondere die Temperaturentwicklung auf ihren Flächen und in ihrem Umfeld?
- Welchen Beitrag können urbane Wälder zur CO₂-Minderung leisten d.h. zur Kohlenstoffsequestrierung leisten?
- Welchen Einfluss haben urbane Wälder auf die stoffliche Belastung der Luft?

1.2 Vorgehensweise

- Erfassung des Einflusses unterschiedlicher Bebauungs- und Begrünungsstrukturen auf das Stadtklima mittels Messungen (mobil und stationär)
- Modellierung des Stadtklimas mit Hilfe des mikroskaligen dreidimensionalen Klimamodells ENVI-met (BRUSE 1999; BRUSE UND FLEER 1998)
- Simulationen mit Modellen und Literaturrecherchen zur Kohlenstoffszenkapazität von urbanen Wäldern bzw. städtischen Grüns, Erfassung forstlicher Bestandeskenngößen auf zwei Versuchsflächen

1.3 Untersuchungsgebiete

Die Untersuchung zu den Wirkungen der urbanen Wälder konzentrieren sich auf die beiden Projektflächen Stadtgärtnerei Holz (ehemals Alte Stadtgärtnerei; Fläche ca. 5 ha, an der Zweinaundorfer Straße) im Osten von Leipzig und das Schönauer Holz (an der Neuen Leipziger Straße, Fläche ca. 4 ha) im Westen der Stadt (Leipzig-Grünau, Plattenbaugebiet). Im stadtplanerischen Sinne (nach Definition der Stadtplanungswerke) liegen beide Gebiete im innerstädtischen Bereich (BURKHARDT et al. 2008). Jedoch befindet sich die Neue Leipziger Straße eher in Stadtrandnähe und eine mögliche Beeinflussung durch den nahegelegenen Kulkwitzer See (westlich) ist nicht auszuschließen. Die Projektfläche Stadtgärtnerei Holz befindet sich in einer Region mit relativ hohem Grünflächenanteil (angrenzender Ostfriedhof, angrenzende Kleingartenanlage, angrenzender städtischer Wald).

1.4 Wirkung urbaner Wälder auf das Stadtklima

1.4.1 Urbanes Grün als Kohlenstoffspeicher

Bäume können, sofern sie lebend sind, als dauerhafter Speicher für Kohlenstoff angesehen werden. Jährlich wächst dieser Betrag um den Teil, der aufgrund der Photosynthese dauerhaft festgelegt wird (Kohlenstoffsequestrierung), und nicht durch Atmungsprozesse wieder an die Atmosphäre abgegeben wird bzw. durch Holzentnahme entfernt wird. Über diesen Vorgang entziehen die Bäume der Atmosphäre CO₂ und leisten somit einen Beitrag zum Klimaschutz (Mitigation).

Wieviel CO₂ lebende Vegetation in der Stadt der Atmosphäre entzieht, ist von einer Vielzahl von Einflussfaktoren abhängig. Dabei spielen die Vegetationsform (z.B. Wiese oder Park), die Pflanzenart an sich als auch die städtischen Ausprägungen des Klimas (LANDSBERG 1981; KUTTLER 2004a, 2004b), des Bodens und dessen Belastung (PIETSCH UND KAMIETH 1991; DAY et al. 2010), der Hydrologie als auch luftgetragene Schadstoffe (z.B. HELBIG et al. 1999; GREGG et al. 2003) eine Rolle. Alle hier genannten abiotischen Faktoren unterscheiden sich von ländlichen Bedingungen. Diese Unterschiede können zeitlich und räumlich als auch in ihrer Ausprägung variieren. So sind z.B. bestimmte Stadtstrukturen zumeist mit bestimmten Variationen in den abiotischen Faktoren verbunden, sodass sich unterschiedliche Zuwächse der Bäume in unterschiedlichen Stadtstrukturen finden lassen (MOSER et al. 2015). Wie (hemmend oder fördernd) sich die abweichenden abiotischen Bedingungen in der Stadt vom ländlichen Umfeld auf das Wachstum urbanen Grüns auswirkt, hängt auch von der großklimatischen Lage selbst ab (IMHOFF et al. 2004). Eine Rolle spielen ebenfalls Schadstoffe, die nicht luftgetragen sind und z.B. durch Salzlaugung der Straßen im Winter eingetragen werden (z.B. PETERSEN et al. 1982; KAYAMA et al. 2003). Weiterhin unterliegen Bäume in der Stadt einem höheren Grad an Pflegemaßnahmen (u.a. aufgrund der Straßensicherungspflicht) wodurch das Baumvolumen reduziert und letztlich Kohlenstoff aus dem System entfernt wird. Darüber hinaus wird z.B. das Wachstum von Bäumen dadurch beeinflusst, ob diese als solitäre Bäume oder im Verband wachsen (u.a. PRETZSCH 2009). Auch gibt es Hinweise darauf, dass es vom Alter der Bäume selbst abhängen kann wie und wie stark ihr Wachstum durch städtische Bedingungen beeinflusst wird (QUIGLEY 2004, DAHLHAUSEN UND RÖTZER 2014).

Im diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, dass es auch aufgrund der unterschiedlichen Definition des Begriffes „Urban“ zu Unterschieden in Aussagen bezüglich des Zuwachs als auch der oberirdischen Kohlenstoffspeicherung für städtische Bäume kommen kann (RACITI et al. 2012; DAVIES et al. 2013).

1.4.2 Modellgestützte Simulationen städtischer Kohlenstoffsenken mit den Modellen SVAT-CN und HIRVAC

In diesem Abschnitt steht der mögliche Einfluss der städtischen Ausprägung atmosphärischer abiotischer Faktoren auf die Kohlenstoffsenkenkapazität urbanen Grüns im Mittelpunkt.

BEGRIFFSDEFINITION

Im Zusammenhang mit der Betrachtung von Kohlenstoffsenken verschiedener Landnutzungen ist die Kenntnis von Begriffen wie Bruttoprimärproduktion (Gross primary production, GPP) oder Nettoökosystemaustausch (Net Ecosystem Exchange, NEE) essentiell. Sie werden daher nachfolgend kurz eingeführt in Anlehnung an SCHULZE et al. (2002). Als GPP wird dabei die Menge an Kohlenstoff bezeichnet, die innerhalb einer bestimmten Zeitspanne photosynthetisch fixiert wird (Glg. 1). Die lichtinduzierte Atmung wird dabei vernachlässigt. Die Nettoprimärproduktion (NPP) ergibt sich dann aus der Differenz aus GPP und Respiration der Pflanze (autotrophe Atmung, R_{auto} ; Glg. 2). Um Aussagen über das gesamte Ökosystem zu erlangen, muss die heterotrophe Atmung (R_{hetero}) mit einbezogen werden. Als Resultat erhält man NEE (Glg. 3).

$$\text{GPP} = \text{aus der Atmosphäre aufgrund von Photosynthese fixierter Kohlenstoff} \quad (1)$$

$$\text{NPP} = \text{GPP} - R_{\text{auto}} \quad (2)$$

$$\text{NEE} = \text{GPP} - R_{\text{auto}} - R_{\text{hetero}} = \text{NPP} - R_{\text{hetero}} \quad (3)$$

R_{auto} und R_{hetero} werden auch unter dem Begriff der Gesamtökosystematmung zusammengefasst (Total Ecosystem Respiration, TER). Letztlich ist NEE die klimarelevante Größe, da mit ihr Aussagen getroffen werden können, wieviel Kohlenstoff im System verbleibt nach Abzug der Atmungsverluste (Wiederabgabe von Kohlenstoff in Form von CO_2 an die Atmosphäre). Die Nettoökosystemproduktion (NEP, Net Ecosystem Production) ergibt sich zu:

$$\text{NEP} = \text{NEE} (-1) \quad (4)$$

ALLGEMEINE EINFÜHRUNG UND PARAMETRISIERUNG FÜR STÄDTISCHE VERHÄLTNISSE

Die modellgestützten Simulationen zur Kohlenstoffsenkenkapazität urbanen Grüns werden mit Hilfe des Modells SVAT-CN (FALGE et al. 2005) und des Modells HIRVAC (GOLDBERG UND BERNHOFER 2001) durchgeführt. Dabei werden die Vegetationsformen Wiese und Wald betrachtet.

Ein Problem bei der modellgestützten Simulation sind die fehlenden gemessenen Vergleichsdaten des Kohlenstoffaustausches für urbanes Grün im Projekt. Daher lag der Fokus auf der Fragestellung, wie sich die Kohlenstoffsenkenkapazität eines/er herkömmlichen Wirtschaftswaldes/Wirtschaftswiese unter städtischen Bedingungen im Vergleich zu ländlichen Bedingungen ändern würde. Dieser Ansatz wurde im Rahmen einer studentischen Arbeit (BERNSTEIN 2014) entwickelt. Viele atmosphärische abiotische Größen im urbanen Raum unterscheiden sich stark vom Umland (z. B. durch das Phänomen der städtischen Wärmeinsel) und sind vielfach in der Literatur beschrieben (z.B. LANDSBERG 1981, SCHÖNWIESE 1994, KUTTLER 2004). Um diesen Einfluss im Modell zu erfassen, wurden atmosphärische abiotische Faktoren im Modell so geändert (Tab. 1) wie sie sich von ländlichen Bedingungen unterscheiden können. In diesen Zusammenhang wurde auf Werte zurückgegriffen, die LANDSBERG (1981) entnommen wurden.

Tab. 1: Veränderung von meteorologischen Größen unter städtischen Bedingungen nach LANDSBERG (1981).

Meteorologische Größe	Veränderung
Photosynthetisch Aktive Strahlung (PAR)	-7%
Lufttemperatur (T)	+1.5 K
Relative Luftfeuchtigkeit (rH)	-5%
Windgeschwindigkeit (WS)	-24%
Niederschlag (P)	+8%

Es sei darauf hingewiesen, dass die Werte, die LANDSBERG (1981) entnommen sind, sich auf unterschiedliche Studien beziehen und somit eine hypothetische Stadt darstellen. Eine Änderung des Niederschlags wie sie in Tab. 1 angegeben ist, ist nur für sehr große Städte zu erwarten und nicht für Städte von der Größenordnung wie z.B. Leipzig. Ob es in großen zusammenhängenden urbanen Gebieten zu einer Erhöhung oder Verringerung des Niederschlags kommt, ist nach wie vor in Diskussion (HUPFER UND KUTTLER 1998). Jedoch liegen die in Tabelle 1 dargestellten Werte für PAR und Lufttemperatur in dem Bereich wie sie von KUTTLER (2004a) basierend auf HUPFER UND KUTTLER (1998) für eine Großstadt in den mittleren Breiten angegeben werden. Nicht beachtet sind bei den Werten der Tabelle 1 tageszeitliche Schwankungen in den Unterschieden zum Umland. So ist, beispielweise, die städtische Wärmeinsel in der Nacht typischerweise stärker ausgeprägt als am Tag (LANDSBERG 1981, HUPFER UND KUTTLER 1998).

Als Ausgangslage für die Simulationen dienen Simulationen für ländliche Bedingungen, welche gut an die jeweiligen Standorte mit Hilfe verfügbarer Vergleichsdaten angepasst werden konnten (Tab. 2). Diese Simulationen (Tab. 2) basieren im Fall von SVAT-CN auf KUHNERT UND KÖSTNER (2008) und im Fall von HIRVAC auf BRUST et al. (2011). Die Simulationen mit SVAT-CN erfolgte für die Jahre 2004-2006 auf stündlicher Basis, bei dem Modell HIRVAC für einen kürzeren Zeitraum vom 02.06.2009-13.06.2009 auf halbstündlicher Basis. Als Ergebnis stehen bei den Simulationen mit SVAT-CN GPP und NEP zur Verfügung während bei HIRVAC als Ausgabegröße nur NEP verfügbar ist.

In ihrem relativen Verlauf werden die gemessenen Daten mit dem Modell SVAT-CN gut abgebildet, jedoch überschätzt das Modell SVAT-CN die Werte zunehmend für größere Werte von GPP. Insgesamt führt dies zu einer Überschätzung von GPP. Das Modell HIRVAC spiegelt für den betreffenden Zeitraum ebenfalls den relativen Verlauf von NEP für Wald und Wiese gut wieder. Am Tage unterschätzt dieses Modell NEP leicht und in der Nacht überschätzt das Modell NEP leicht im Vergleich zu den gemessenen Daten für beide Vegetationsformen (Wald und Wiese). Insgesamt bilden die beiden Modelle gut den CO₂-Austausch für die zwei betrachteten Vegetationsformen (Wald und Wiese) unter ländlichen Bedingungen ab, was eine Grundvoraussetzung für die nachfolgenden Simulationen ist.

In einem nächsten Schritt wurden die abiotischen atmosphärischen Faktoren so variiert, dass sie typisch städtischen Verhältnissen entsprechen (Tab. 1).

Tab. 2: Ergebnisse der Simulationen für ländliche Bedingungen, die als Ausgangslage für die Simulationen unter städtischen Bedingungen dienen, R^2 bezeichnet das Bestimmtheitsmaß (quadrierter Korrelationskoeffizient).

Simulation	R^2
SVAT-CN (GPP Wald ¹)	0,85
SVAT-CN (NEP Wald ¹)	0,78
HIRVAC (NEP Wiese ²)	0,93
HIRVAC (NEP Wald ¹)	0,85

¹ Fichtenwirtschaftswald im Tharandter Wald bei Dresden

² Wirtschaftswiese bei Grillenburg im Tharandter Wald bei Dresden

Mit SVAT-CN wurden die Auswirkungen atmosphärischer städtischer Bedingungen auf einen Wirtschaftswald und mit HIRVAC die entsprechenden Auswirkungen auf einen Wirtschaftswald und eine Wirtschaftswiese simuliert. Bei den Simulationen mit SVAT-CN wurden die abiotischen atmosphärischen Bedingungen so variiert wie in Tab. 1 angegeben. Für das Modell HIRVAC liegen die Simulationsläufe für eine veränderte relative Feuchte bzw. Wind derzeit nicht vor. Für die Erhöhung der Temperatur wurde die Initialtemperatur um 1,5 K erhöht und nicht die gesamte Zeitreihe mit 1,5 K beaufschlagt wie bei SVAT-CN. Alle anderen abiotischen atmosphärischen Faktoren wurden auch hier so variiert wie in Tabelle 1 angeführt.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Abbildung 1 zeigt die Ergebnisse der Simulation mit SVAT-CN für einen Wirtschaftswald. Dargestellt ist die Differenz (Stadt – Land) in den mittleren Monatssummen für GPP und NEP sowie das Verhältnis NEP/GPP für die mittleren Monatssummen, wie sie sich für die verschiedenen Simulationen ergeben.

GPP wird am stärksten reduziert, wenn sich die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) und die relative Feuchte verringern. PAR muss im ausreichenden Maße für eine optimale Photosynthese vorhanden sein, d.h. eine Reduzierung dieser führt zu einer Reduzierung der Photosyntheseleistung (z.B. SCHULZE et al. 2002). Die Verringerung der relativen Feuchte bedeutet einen erhöhten Verdunstungsanspruch (größeres Wasserdampfsättigungsdefizit) der Atmosphäre. Bei einem größeren Wasserdampfsättigungsdefizit in der Luft, reduzieren die Pflanzen die Öffnungsweite ihrer Stomata, um Wasserverluste über die Stomata zu minimieren. Dadurch können sie jedoch auch weniger CO_2 aufnehmen. Auch dies hat eine verringerte Photosyntheseleistung zur Folge.

Die Erhöhung der Lufttemperatur und die Erhöhung der CO_2 -Konzentration erhöhen GPP gegenüber ländlichen Bedingungen am meisten. Eine Erhöhung der Lufttemperatur bewirkt offensichtlich, dass die Photosynthese vermehrt unter günstigen Temperaturverhältnissen ablaufen kann (Temperaturoptimum *Picea abies* 13-23°C, FUCHS et al. 1977). Bei der Erhöhung der CO_2 -Konzentration kommt der sogenannte CO_2 -Düngeeffekt zum Tragen (MOONEY et al. 1999). Aufgrund der erhöhten atmosphärischen CO_2 -Konzentration sind die Stomata eher intern mit CO_2 -gesättigt. Daraufhin wird die Öffnungsweite der Spaltöffnungen reduziert, um den Wasserverlust aufgrund Transpiration zu minimieren. Dies hat zur

Folge, dass mehr CO₂ über die Photosynthese gebunden werden kann, bei gleichem oder auch geringerem Wasserbedarf.

Die Reduzierung des Windes und eine Erhöhung des Niederschlags haben im Modell nur geringe Auswirkungen, die sich in den Differenzen der mittleren Monatssummen kaum zeigen.

Werden alle Faktoren im Modell zusammen entsprechend Tabelle 1 variiert, so zeigen die Simulationen an, dass GPP insgesamt über fast das gesamte Jahr für städtische Bedingungen verringert wird. Nur am Jahresanfang kann der, im Modell abgebildete, Wald von den städtischen Bedingungen profitieren und erreicht höhere Werte für GPP als unter ländlichen abiotischen atmosphärischen Bedingungen. Offenbar können im Zusammenspiel aller Variationen die positiven Auswirkungen der Temperaturerhöhung und der Erhöhung des atmosphärischen CO₂-Gehalts die negativen Auswirkungen, die aus den Variationen der anderen Faktoren resultieren, nicht ausgleichen.

Betrachtet man die Differenzen zwischen den mittleren monatlichen Summen zwischen NEP_{stadt} und NEP_{land} so zeigt sich hier ein leicht anderes Bild. Einzig die Erhöhung der atmosphärischen CO₂-Konzentration zeigt überwiegend eine positive Auswirkung auf NEP. Für die Erhöhung der Lufttemperatur kann nur am Jahresanfang eine positive Wirkung auf NEP verzeichnet werden. Bei der Variation aller anderen Faktoren für sich reduziert sich NEP in allen Monaten gegenüber ländlichen Bedingungen. Wie schon für GPP scheint eine Reduzierung des Windes nur marginale Auswirkungen auf NEP zu haben. Auffällig ist, dass sich NEP bei einer alleinigen Erhöhung des Niederschlags verringert. Bei separater Betrachtung der jeweiligen Änderungen ist dies die Variante, für die sich die Bodenatmung im Modell am meisten erhöht. In dieser Variante ist die Bodenfeuchte in der oberen Bodenschicht um ca. 9% höher. Da die Bodenatmung abhängig ist von der Bodenfeuchte und der Bodentemperatur, führt dies zu einer Vergrößerung der Bodenatmung (z.B. YIQI UND ZHUO 2010). Generell ist anzumerken, dass der relative Verlauf der Bodenfeuchte gegenüber den gemessenen Daten gut abgebildet wird, jedoch die Bodenfeuchte in Zehrzeiten schneller reduziert wird, als es die gemessenen Daten anzeigen und insgesamt gedämpfter wiedergegeben wird.

Werden alle Faktoren im Modell zusammen entsprechend Tabelle 1 variiert, so zeigen die Simulationen an, dass NEP über das gesamte Jahr für städtische Bedingungen verringert wird. Eine zeitweise Erhöhung im Frühjahr, wie sie für GPP zu finden war, tritt nicht auf. Ursache ist hier, dass die Simulation der städtischen Bedingungen die Verluste durch die Atmung im Vergleich zur GPP (Fixierung von Kohlenstoff durch Photosynthese) mehr bevorteilt. Dies spiegelt sich auch im unteren Diagramm von Abb. 1 wieder. Werden alle betrachteten abiotischen atmosphärischen Faktoren (Tab. 1) entsprechend städtischer Bedingungen geändert, so sinkt auch der Anteil des GPP, welches letztlich als NEP festgelegt wird.

Wie sich NEP unter städtischen atmosphärischen Bedingungen für einen Wirtschaftswald verändert, wurde zusätzlich mit dem Modell HIRVAC untersucht. Bei dem Vergleich der Simulationen von SVAT-CN mit HIRVAC sollte immer präsent sein, dass ein anderer und deutlich kürzerer Zeitraum mit HIRVAC modelliert wurde. Es sei nochmal darauf hingewiesen, dass die Simulationsläufe für veränderte Wind- und relative Feuchtebedingungen bei HIRVAC noch nicht vorliegen. Im Gegensatz zu SVAT-CN führt die Simulation mit alleiniger Erhöhung des Niederschlags zu einer Vergrößerung von NEP (Abb. 2, oberes Diagramm). Ursache ist hier, dass die Bodenatmung gegenüber der ländlichen Variante im HIRVAC leicht reduziert wird. Generell kann dieser Unterschied in den Ergebnissen von SVAT-CN und HIRVAC in den unterschiedlichen Untersuchungsperioden als auch deren Länge bedingt sein. Jedoch simuliert SVAT-CN generell geringere Werte für NEP bei einer separaten Erhöhung des Niederschlags für Tagesbedingungen. Eine separate Erhöhung der Lufttemperatur führt zu einer Zunahme in NEP am Tage sowie kumulativ. Dies spiegelt sich in den Ergebnissen aus SVAT-CN für den Monat Juni nicht wieder. Bezüglich einer separaten Erhöhung der CO₂-Werte stimmen die Ergebnisse von HIRVAC qualitativ mit denen von

SVAT-CN überein - ebenso bezüglich der Reduzierung der photosynthetisch aktiven Strahlung. Wie die Simulationen mit dem Modell SVAT-CN zeigen die Simulationen mit HIRVAC qualitativ eine Reduzierung von NEP gegenüber ländlichen Bedingungen an, wenn alle abiotischen atmosphärischen Faktoren in Richtung städtische Bedingungen geändert werden (Tab. 3). Jedoch ist der Unterschied zwischen den Simulationen „ländlich“ und „Stadt_{all}“ mit dem Modell HIRVAC sehr klein und dürfte im Bereich der Modellunsicherheit liegen. Zu beachten ist hierbei, dass beim Modell HIRVAC die Variante „Stadt_{all}“ nicht Änderungen des Windes und der Feuchte hin zu städtischen Bedingungen einschließt.

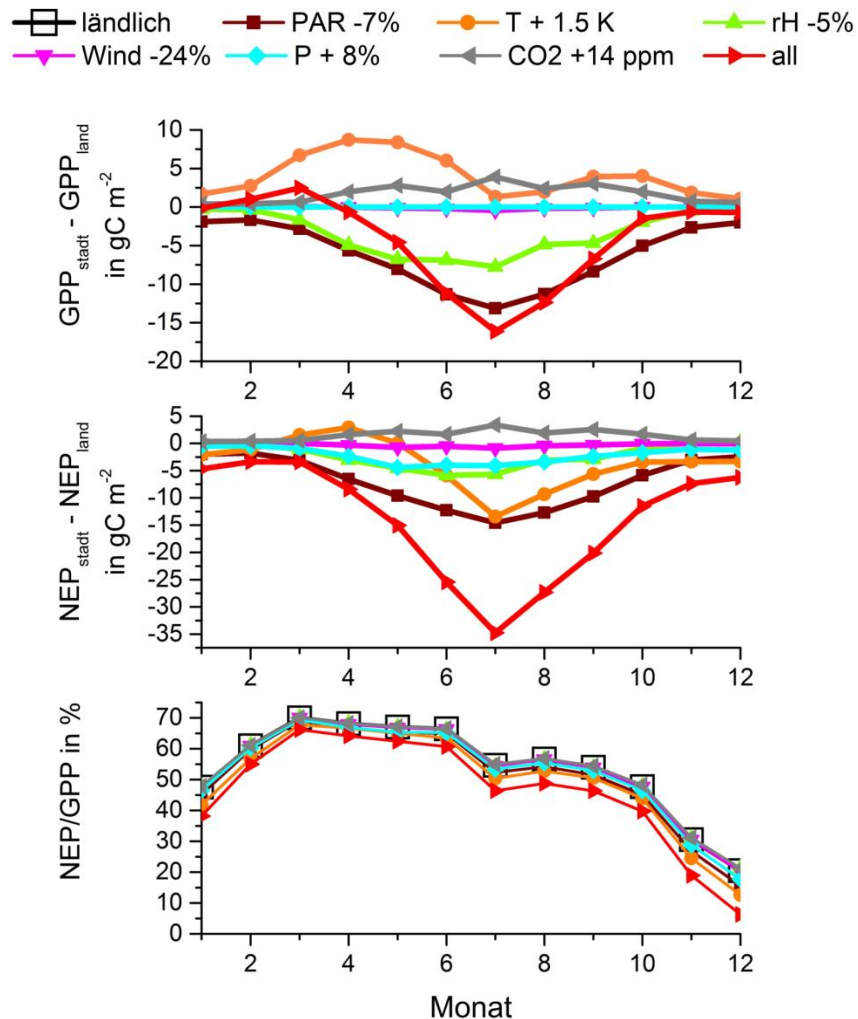


Abb. 1: Oberes Diagramm: Differenz in den mittleren Monatssummen zwischen GPP_{stadt} und GPP_{land} für die Variation der einzelnen abiotischen atmosphärischen Faktoren sowie die Gesamtheit der Variationen. Mittleres Diagramm: Darstellung wie im oberen Diagramm aber für NEP. Unteres Diagramm: Verhältnis der mittleren Monatssummen von NEP zu GPP für ländliche Bedingungen, die Variation einzelner abiotischer Faktoren und die Gesamtheit der Variationen zur Simulation städtischer Verhältnisse. Dargestellt sind Simulationsergebnisse auf Grundlage von Simulationen mit SVAT-CN für die Jahre 2004-2006 auf stündlicher Basis.

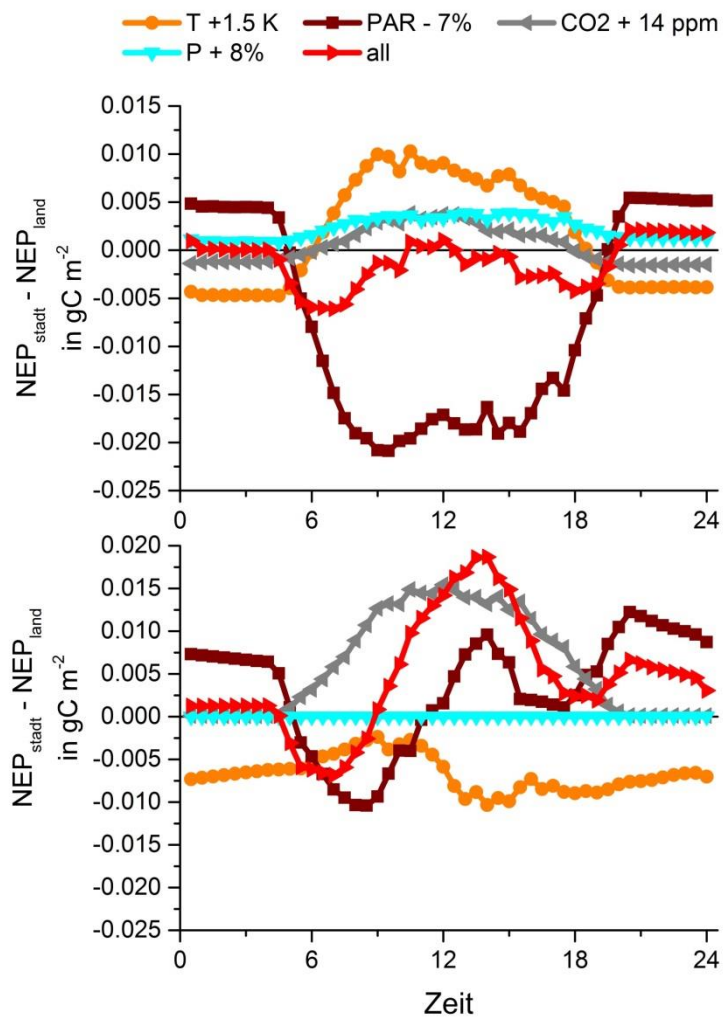


Abb. 2: Mittlerer Tagesgang der Differenzen ($NEP_{\text{stadt}} - NEP_{\text{land}}$) in NEP für einen Wirtschaftswald (oberes Diagramm) und eine Wirtschaftswiese (unteres Diagramm) in Abhängigkeit der Änderung abiotischer atmosphärischer Faktoren entsprechend städtischer Bedingungen (Tab.1), Ergebnisse Simulationen der Simulationen mit dem Modell HIRVAC

Tab. 3: Kumulative Summen für NEP, Vergleich Simulationen städtisch versus ländlich für Wirtschaftswald

	SVAT-CN		HIRVAC	
Zeitraum	Jahre 2004 - 2006		02.06.2009 – 13.06.2009	
	ländlich	Stadt _{all}	ländlich	Stadt _{all}
gC m ⁻²	3700.2	3197.0	50,3	49,7
%	100	86.4	100	98,8

Dies kann verschiedene Gründe haben. Zum einen kann es sein, dass die Aufprägung der städtischen Bedingungen auf den Wirtschaftswald die NEP in diesem Zeitraum tatsächlich nur wenig ändert, d.h. die abiotischen atmosphärischen Faktoren bewegen sich nach Änderung ebenfalls in einem günstigen Bereich. Weiterhin konnte HIRVAC bei der Simulation der ländlichen Bedingungen für den Wirtschaftswald besser angepasst werden als SVAT-CN (Tab. 2), jedoch werden zwei unterschiedliche Zeiträume betrachtet. In weiteren Arbeiten sollte deshalb ebenfalls der kürzere Zeitraum mit SVAT-CN nachmodelliert werden.

Die Simulation mit HIRVAC für eine Wirtschaftswiese gibt einen Einblick, wie sich NEP für diese Vegetationsform bei aufgeprägten städtischen Verhältnissen ändert. Eine separate Erhöhung der Temperatur bewirkt für den betrachteten Zeitraum eine Verringerung von NEP (Abb. 2, unteres Diagramm). Auf Grund der höheren Temperaturen erhöht sich hier vornehmlich die Respiration, was zu einer Verringerung von NEP führt. Weiterhin erhöht sich der Verdunstungsanspruch der Atmosphäre, sodass die Stomata ihre Öffnungsweite reduzieren, um Transpirationsverluste zu minimieren. Dies bewirkt unter anderem, dass die Photosynthese ebenfalls reduziert wird. Ebenso, wie für alle anderen Simulationen, führt eine separate Verringerung der Strahlung überwiegend zu einer Verringerung von NEP. Eine separate Erhöhung der CO₂-Konzentration führt zu konsistenten Ergebnissen mit den anderen Simulationen in qualitativer Hinsicht. Die Vergrößerung des Niederschlagsangebots im Modell führt hier zu keiner Änderung. Ursächlich ist hier die generelle gute Bodenwasserverfügbarkeit an diesem Standort. Wenn alle Faktoren in Richtung städtische Bedingungen geändert werden, führt dies für die betrachtete Wirtschaftswiese zu einer Erhöhung von NEP (Tab. 4).

Tab. 4: Kumulative Summen für NEP, Vergleich Simulationen städtisch versus ländlich für die Wirtschaftswiese, Simulation mit dem Modell HIRVAC

	HIRVAC	
Zeitraum	02.06.2009 – 13.06.2009	
	ländlich	Stadt _{all}
gC m ⁻²	39,4	41,8
%	100	106,2

ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Simulationen zeigen, dass unter abiotischen atmosphärischen Bedingungen, die städtischen Bedingungen angenähert sind, nicht a priori die Kohlenstofffestlegung geringer sein muss als unter ländlichen Bedingungen. Deutlich wird dies an den Simulationsergebnissen für die Wirtschaftswiese und den Wirtschaftswald mit dem Modell HIRVAC, wo NEP erhöht bzw. nur sehr gering reduziert wird. Die Zunahme von NEP unter städtischen Bedingungen für die Wirtschaftswiese dürfte mit der generellen guten Bodenwasserverfügbarkeit an dem Standort zu begründen sein. Im Zusammenspiel mit den anderen geänderten atmosphärischen Bedingungen führt dies zu einer Erhöhung von NEP. Daraus lässt sich die Schlussfolgerung ableiten, dass Pflanzen bezüglich ihrer Kohlenstofffestlegung von städtischen atmosphärischen Bedingungen profitieren können, sofern der Standort gut wasserversorgt ist. Der Vergleich der Simulationen für Wald mit SVAT-CN (Jahre 2004-2006, Abnahme NEP für städtische Bedingungen)

und mit HIRVAC (knapp zwei Wochen Juni 2009, kaum/marginale Änderung NEP) deutet daraufhin, dass in bestimmten Jahren die Pflanzen in ihrer CO₂-Festlegung von den städtischen abiotischen atmosphärischen Bedingungen unterschiedlich betroffen sein können. Es kann daher nicht allgemein davon ausgegangen werden, dass NEP in der Stadt grundsätzlich geringer oder höher ist als für ländliche Bedingungen. Diese Aussage gilt in Bezug auf den Einfluss der hier untersuchten abiotischen atmosphärischen Bedingungen.

In Bezug allgemein auf Klimazonen und auf NPP (nicht NEP!) unter städtischen Verhältnissen kamen IMHOFF et al. (2004) zu vergleichbaren Ergebnissen. In ihrer Studie nutzen sie Fernerkundungsdaten und stellen für den Nordosten und Südosten der USA eine Abnahme von NPP fest, während sie für andere Regionen der USA eine Erhöhung der NPP unter städtischen Bedingungen ermitteln. DAHLHAUSEN UND RÖTZER (2014) untersuchten mehr als 200 Bohrkerne von Linden in Berlin entlang eines Transekts, welches sich über urbane bis rurale Bedingungen erstreckte. Es zeigte sich, dass insbesondere ab den 1960er Jahren die Linden unter urbanen Bedingungen besser wuchsen als unter ruralen Bedingungen. Diese beiden Publikationen zeigen ebenfalls, dass in der Stadt bessere Wachstumsbedingungen herrschen können.

Es sei angemerkt, dass mittels Simulation hier nur der Einfluss einiger abiotischer atmosphärischer Faktoren untersucht wurde. Einige weitere Faktoren, die hier nicht betrachtet wurden, aber das Wachstum ebenfalls beeinflussen, sollen hier kurz angeführt werden. Nicht betrachtet wurde der Einfluss von luftgetragenen Schadstoffen wie z.B. Ozon. Eine Studie von GREGG et al. (2003) für New York City hat gezeigt, dass die im Mittel geringere Ozonbelastung in der Stadt Bäume in ihrem Wachstum gegenüber ländlichen Bedingungen bevorteilen kann. Ebenso wird der Boden hier nicht genauer untersucht. Generell ist aber davon auszugehen, dass die charakteristischen Bodeneigenschaften in einer Stadt kleinräumig stärker variieren. Es können Bodenverhältnisse auftreten, wie sie für große Waldgebiete eher untypisch sind, z.B. große Anteile von Bauschutt (z.B. PIETSCH UND KAMIETH 1991; DAY et al. 2010). Hinzutritt eine mögliche Verlängerung der Vegetationszeit aufgrund der generell wärmeren Bedingungen in der Stadt (RÖTZER et al. 2007, RÖTZER 2000). MOSER et al. (2014) zeigen, dass das Kohlenstoffbindungsvermögen abhängig ist von dem Standort des Baumes in der Stadtstruktur selbst (Park, Freiplätze, Straßen). Für Parkbäume konnten MOSER et al. (2014) die höchste Kohlenstoffspeicherung bestimmen, Straßenbäume wiesen hingegen die geringste Kohlenstoffspeicherung auf.

1.4.3 Einschätzung Zuwachs städtischer Bäume aufgrund forstlicher Kenngrößen auf den Projektflächen

Ungefähr 50% der oberirdischen Biomasse von Bäumen besteht aus Kohlenstoff (bezogen auf die Trockenmasse, MARUTZKY UND SEEGER 1999). Die messtechnische Bestimmung des Zuwachses von Bäumen stellt eine Möglichkeit dar, Aussagen über das Potential von urbanem Grün zu Bindung von CO₂ zu erlangen. Daher wurden Aufnahmen von Brusthöhendurchmesser (BHD) und Baumhöhen auf den Projektflächen Schönauer Holz und Stadtgärtnerei Holz im Herbst der Jahre 2009, 2013 und 2015 vorgenommen. Auf Grundlage dieser Daten war es möglich eine Abschätzung des laufenden Zuwachses für die vermessenen Bäume vorzunehmen. Der Schwerpunkt bei der Bewertung des Zuwachses lag auf dem Verlauf des BHD und des Höhenzuwachses.

ALLGEMEINES VORGEHEN UND METHODIK

Für die Erfassung der waldwachstumskundlichen Kenngrößen als Grundlage für die Abschätzung wurden Umfangmaßband und der auf Ultraschall basierende Höhenmesser Vertex (Haglöf, Schweden) genutzt. Die Aufnahme des Durchmessers erfolgte in 1,30 m Höhe vom Stammfuß aus, gemäß gängiger Forstpraxis.

Das konkrete Alter der Bäume konnte nur für eine sehr geringe Anzahl von Bäumen der Fläche Schönauer Holz mit Hilfe des Straßenbaumkatasters ermittelt werden (14 Bäume). Für alle anderen Bäume müssen Annahmen auf Grundlage von Proxydaten getroffen werden. Hierbei wurde sich an Angaben zur Gründung und Bebauung auf dem Gebiet des Schönauer Holz orientiert (Müller 2009). Für die Fläche Stadtgärtnerei Holz wurden frei verfügbare alte Luftaufnahmen aus dem Jahr 1943 genutzt (GOOGLE EARTH 2015). Das Alter der Bäume wurde anhand dessen beurteilt, ob diese zu einem bestimmten Zeitpunkt schon schattenwerfend waren oder nicht. Allgemein sind die älteren Bäume zumeist auf der Fläche Stadtgärtnerei Holz zu finden.

Für die vorgefundenen Baumarten konnten, außer allgemein für Eiche und Birke, keine allometrischen Funktionen ermittelt werden. Die Einzelbaumvolumina wurden aufgrund dessen mit 3 verschiedenen Ansätzen abgeschätzt. Im ersten Ansatz wird das Baumholzvolumen nach einem Ansatz von RÖHLE (2010) berechnet, der auf Untersuchungen an Straßenpappeln basiert. Der zweite Ansatz verwendet Derbholzformzahlen von PELZMANN (1992). Dieser Ansatz wurde für Pappeln entwickelt, allerdings nur für einen BHD bis 17 cm. Der dritte Ansatz basiert auf Derbholzformhöhen, die in METTE UND KORELL (1986) veröffentlicht wurden. Die Zuordnung der vorgefundenen Baumarten zu den allometrischen Funktionen aus METTE UND KORRELL (1986) erfolgt nach Ähnlichkeiten im Habitus.

HERKÜNFTE UND VERTEILUNG DER BAUMARTEN

Beide Flächen zeichnen sich durch eine hohe Artenanzahl von Bäumen (Schönauer Holz: 13; Stadtgärtnerei Holz: 17) auf relativ geringer Fläche aus. Sie sind durch einen hohen Anteil an Neophyten bzw. kultivierten Neophyten (z.B. *Catalpa bignonioides*, *Quercus coccinea*, *Gleditsia tricanthos*) bzw. indigen kultivierten Baumarten gekennzeichnet, also Bäumen die nach 1500 nach Europa eingeführt und/oder durch den Menschen in einer bestimmten Art und Weise kultiviert wurden (Abb. 3). Die Einordnung erfolgte hierbei in Anlehnung nach SCHMIDT (2001).

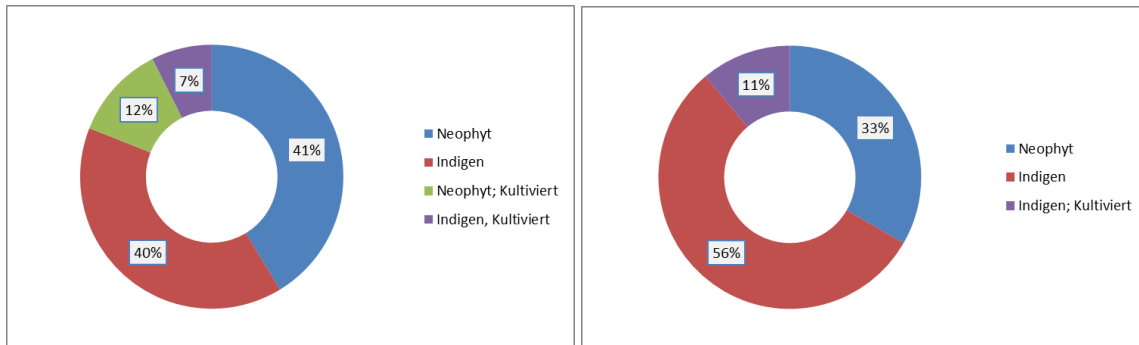


Abb.: 3 Übersicht über die Zuordnung nach Herkunft und Kultivierung der vermessenen Baumarten auf den beiden Projektflächen Schönauer Holz (linke Graphik) und Stadtgärtnerei Holz (rechte Graphik), Grundlage: Erhebung 2015.

FORSTLICHE PARAMETER BHD UND HÖHE

Insgesamt konnten 121 Bäume in die aktuelle Auswertung von 2015 für die Modellfläche Schönauer Holz aufgenommen werden und 45 Bäume für die Stadtgärtnerei Holz. Abgänge bezüglich der früheren Aufnahmen ergaben sich durch Tod, Schwierigkeiten der Identifizierung oder nicht plausible Messungen (z.B. Abnahme BHD).

Die Abbildung 4 zeigt die Bestandeshöhenkurven für die beiden betrachteten Flächen, wobei nicht nach der Baumart differenziert wird. In der Klumpung der Datenpunkte bezüglich des BHD zwischen 20 cm und 40 cm (Stadtgärtnerei Holz) bzw. 20 cm – 25 cm (Schönauer Holz) wird kenntlich, dass die Mehrheit der Bäume diesen BHD-Klassen auf den jeweiligen Flächen zugeordnet werden. Bei beiden Flächen ist Stammzahlverteilung multimodal. Auf der Fläche Stadtgärtnerei Holz gibt es mehr ältere Bäume mit einem entsprechend größeren BHD. Beurteilt man das Höhenwachstum auf Grundlage der erhobenen Daten, so scheint dies bei etwa 20 m begrenzt zu sein. Es ist insgesamt als gering einzustufen.

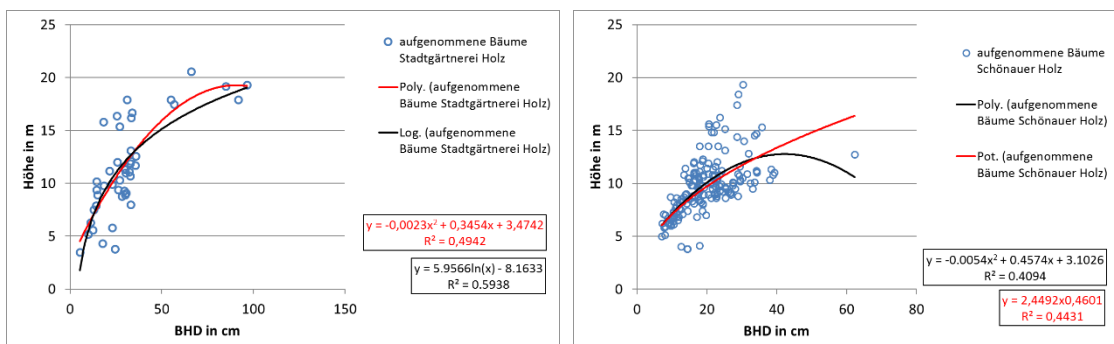


Abb. 4: Bestandeshöhenkurven für die Stadtgärtnerei Holz (linke Graphik) und das Schönauer Holz (rechte Graphik); Grundlage: Aufnahme 2015.

ERGEBNISSE DER ZUWACHSUNTERSUCHUNGEN UND ABSCHLIEßENDE BEURTEILUNG

Die in Abbildung 4 dargestellten Daten sowie die entsprechenden Daten der vorherigen Aufnahmen stellen die Eingangsdaten für die Berechnung der Baumvolumina nach den drei verschiedenen unterschiedlichen Ansätzen und folgend der Berechnung des laufenden Zuwachses dar. Die ermittelten

durchschnittlich laufenden Zuwächse sind der Abbildung 5 zu entnehmen. Dargestellt sind die Zeitscheiben 2009-2013, 2013-2015 sowie 2009-2015. Zum einen wird deutlich, dass die verschiedenen Ansätze unterschiedliche Ergebnisse bringen zum anderen unterscheiden sich die Flächen im Zuwachs. Während auf der Fläche Stadtgärtnerei Holz für die unterschiedlichen Bezugszeiträume sowie für einen bestimmten Ansatz recht ähnliche Zuwächse ermittelt wurden, sind diese für das Schönauer Holz recht unterschiedlich. Auffällig ist, dass der Zuwachs für die zuletzt betrachtete Zeitscheibe für das Schönauer Holz bei allen drei Ansätzen stark zurückgeht. Bei der anderen Fläche ist dies nicht festzustellen. Für diese Unterschiede kommen unterschiedliche Gründe in Betracht. In die zweite Zeitschreibe bis 2015 fallen sehr warme Jahre, die auch durch Niederschlagsdefizite in Bezug auf das langjährige Mittel gekennzeichnet waren. Aufgrund der Bodeneigenschaften, die anhand von Profilaufnahmen für die beiden Projektflächen erhoben wurden, (AUTORENKOLLEKTIV 2012) lässt sich ableiten, dass der Boden der Stadtgärtnerei Holz allgemein bessere Wachstumsbedingungen bietet. Hier kann die nutzbare Feldkapazität als mittel bis hoch eingestuft werden und der Boden ist zumeist tiefgründig. Auf der Fläche Schönauer Holz ist die nutzbare Feldkapazität gering, darüber hinaus zeigte sich in 30 cm Tiefe eine stark steinige tonige dichte Schicht, dessen Auftreten aber nicht für das gesamte Gebiet gesichert ist. Jedoch lassen diese Bodeneigenschaften zumindest für einen Teil der Bäume auf eine insgesamt schlechtere Wasserversorgung in den Jahren 2014 und 2015 für das Schönauer Holz schließen. Hinzu tritt, dass die Bäume auf der Fläche Schönauer Holz zumeist jünger sind als auf der anderen Fläche, sodass das Wurzelsystem auf der letzteren umfassender ausgebildet sein dürfte und eine bessere Wasserversorgung ermöglicht. Die höheren Zuwächse für das Schönauer Holz in der ersten Zeitscheibe sind möglicherweise damit zu begründen, dass es sich um jüngere Bäume als auf der Stadtgärtnerei Holz handelt, da in jungen Jahren allgemein ein größerer Zuwachs zu verzeichnen ist.

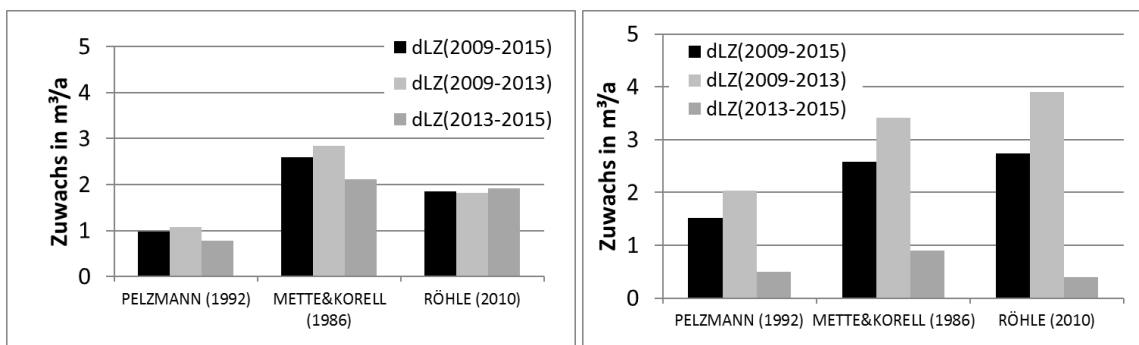


Abb. 5: Durchschnittlich laufender Zuwachs (dLZ) in m³/a für die Teilperioden 2009-2013 und 2013-2015 sowie die Gesamtperiode 2009-2015. Rechte Graphik: Fläche Schönauer Holz; linke Graphik: Fläche Stadtgärtnerei Holz.

Der ermittelte laufende Zuwachs wurde mit dem Zuwachs nahegelegener Waldflächen verglichen. Angrenzende Flächen des Leipziger Stadtförstes (räumliche Nähe vorausgesetzt) weisen einen leicht höheren laufenden Zuwachs ($10,8 \text{ fm a}^{-1} \text{ ha}^{-1}$) auf (Bergahornfläche östlich der Stadtgärtnerei Holz) bzw. einen leicht geringeren Zuwachs ($6,2 \text{ fm a}^{-1} \text{ ha}^{-1}$; südliche gelegene Fläche aus Sukzession und Erstaufforstung). Auf dieser Grundlage kann geurteilt werden, dass der Zuwachs sich nicht maßgeblich von anderen nah gelegenen forstlichen Flächen unterscheidet. Dies lässt die Hypothese zu, dass der Zuwachs zu einem herkömmlichen Wirtschaftswald keine signifikanten Unterschiede aufweist.

Ein Vergleich mit herkömmlichen Ertragstafeln ist hier nicht zielführend. Hier bestehen grundsätzliche Probleme. Zum einen ist das Alter der meisten erfassten Bäume nicht genau ermittelbar zum anderen

gibt es für die meisten der vermessenen Baumarten bzw. -varitäten keine Ertragstafeln. Der Vergleich mit Ertragstafeln wird weiterhin dadurch erschwert, dass diese für geschlossene Bestände abgeleitet werden, die zumeist nach genauen Vorgaben durchforstet und gepflegt werden. Dies ist für die erfassten Bäume auf den Projektflächen nicht der Fall. Es liegt kein Bestandesschluss vor und es handelt sich zumeist um Einzelbäume bzw. Bäume die in Einzelreihen gepflanzt sind. Aus Gründen der Stabilität ist bei freistehenden Bäumen das Höhenwachstum eher begrenzt, das Dickenwachstum jedoch eher erhöht. Es soll auch erwähnt sein, dass die jeweiligen Ertragstafeln für bestimmte Naturräume erstellt werden und somit auch die dortigen Klima- und Bodenverhältnisse widerspiegeln.

Methodisch ergeben sich Einschränkungen für die Repräsentativität der Ergebnisse aufgrund des relativ geringen Stichprobenumfangs. Kritisch zu sehen ist ebenfalls der Verzicht auf die Anwendung von BHD-Strichen in den vorliegenden Aufnahmen.

1.4.4 Anwendung allometrischer Zuwachsfunktionen unter städtischen Bedingungen – genereller Überblick

Auf die prinzipiellen Schwierigkeiten, die sich ergeben bei der Beurteilung des Zuwachses von städtischen Bäumen auf Grundlage verfügbarer allometrischer Funktionen, ist im vergangenen Abschnitt kurz eingegangen worden. Generell ist dies aber ein Ansatz, der in verschiedenen Studien dennoch gewählt wurde (NOWAK 1994, NOWAK UND CRANE 2002, DAVIES et al. 2011; HUTYRA et al. 2011, STROHBACH UND HAASE 2012). In der Literatur herrscht keine Einigkeit darüber ob diese forstlichen Beziehungen die oberirdische Biomasse städtischer Bäume generell überschätzen (NOWAK, 1994) oder für verschiedene Arten zu einer Unter- oder auch Überschätzung der Biomasse führen (JO UND MCPHERSON 1995; MCHALE et al. 2009). STROHBACH UND HAASE (2012) gehen (aufgrund fehlender weiterer Informationen) für eine umfassende Untersuchung der Stadt Leipzig davon aus, dass die Biomasseleistung urbaner Bäume um 20% kleiner ist als unter Bedingungen eines herkömmlichen Wirtschaftswaldes. Sie orientieren sich dabei an Studien von NOWAK (1994). MCHALE et al. (2009) kommen zu dem Schluss, dass die Entwicklung spezieller Funktionen für den urbanen Raum die Abschätzungen hinsichtlich der Kohlenstoffszenkapazität urbanen Grüns verbessern könnte. In den letzten 30 Jahren wurden einige allometrische Beziehungen für städtische Bäume erstellt. Diese beziehen sich hauptsächlich auf Nordamerika (z.B. FLEMING 1988; PILLSBURY et al. 1998; PEPER et al. 2001; TROXEL et al. 2013) und einige wenige andere Regionen (STOFFBERG et al. 2008 [Südafrika]; SEMENZATO et al. 2011 [Italien]). Sie decken bei weitem nicht alle Baumarten und standörtlichen Gegebenheiten ab. Allometrische Beziehungen für urbane Bäume für hiesige Bedingungen konnten bisher nicht explizit ermittelt werden. Jedoch existieren Publikationen, die sich vor dem Hintergrund der Standsicherheit von Bäumen in der Stadt mit allometrischen Aspekten beschäftigen (z.B. RUST 2014).

1.4.5 Potential urbanen Grüns zur CO₂-Minderung

Tabelle 5 enthält eine Zusammenstellung für ausgewählte Städte in den USA, die in etwa eine ähnliche Abfolge von Jahreszeiten wie die Versuchsflächen aufweisen.

Ergebnisse von NOWAK UND CRANE (2002) ergaben, dass die Kohlenstoffspeicherung von urbanen Wäldern auf nationaler Ebene der USA etwas weniger als 50% der Kohlenstoffspeicherung von natürlichen Waldbeständen beträgt. Einschränkend muss hier erwähnt werden, dass die in Tabelle 5 aufgeführten

Studien Zuwachsfunktionen herkömmlicher Wirtschaftswälder verwenden und die berechneten Werte auf Grundlage pauschal um einen bestimmten Prozentsatz (meist 20% vgl. NOWAK 1994) reduziert werden.

Tab. 5: Kohlenstoffspeicher und Kohlenstoffsequestrierung (Nettoangaben) dreier US-amerikanischer Städte. Die Angaben beziehen sich jeweils auf die gesamte Stadtfläche und sind mit vergleichbaren Methoden erhoben worden. Siehe dazu: NOWAK UND CRANE (2002)

Stadt	Kohlenstoff- speicher	Kohlenstoffse- questrierung	Anzahl der Bäume	Quelle
	(tC)	(tC a ⁻¹)	(* 10 ³)	
New York	1.225.200	20.800	5.212	NOWAK UND CRANE (2002)
Baltimore	528.700	10.800	2.835	NOWAK (1994)
Boston	289.800	6.900	1.183	NOWAK UND CRANE (2002)

STROHBACH UND HAASE (2012) geben für Leipzig eine Kohlenstoffspeicherung in urbanen Bäumen von 11,8 MgC ha⁻¹ (Durchschnittswert) an. KÄNDLER et al. (2011) einen Wert von 32.1 MgC ha⁻¹ für die Stadt Karlsruhe. Diese Angaben beziehen sich auf die Fläche innerhalb der kommunalen Stadtgrenzen sowie auf die oberirdische Speicherung. Einen Überblick über weitere Städte und Studien geben STROHBACH UND HAASE (2012). Strohbach und Haase (2012) stützen sich dabei vornehmlich allometrische Funktionen und KÄNDLER et al. (2011) nutzen weiterhin photogrammetrische Kronenparameter.

WHITFORD et al. (2001) untersuchten vier verschiedene Wohngebiete in Liverpool (Großbritannien) mit unterschiedlichem Anteil an städtischem Grün. Dabei zeigte das Gebiet mit dem höchsten Anteil an Bäumen auch die höchste Kohlenstoffsinkenfunktion (13 gC m⁻² a⁻¹). TRATALOS et al. (2007) ermittelten die Kohlenstoffsequestrierung in fünf britischen Städten (Edinburgh, Glasgow, Leicester, Oxford, Sheffield) für drei unterschiedliche innerstädtische Lagen. Für die zentrumsnahen Untersuchungsgebiete lagen die Sequestrierungsraten zwischen 1 gC m⁻² a⁻¹ und knapp 4 gC m⁻² a⁻¹, wobei der relative Flächenanteil von Grünanlagen und Gärten bezogen auf den Quadratmeter nicht höher als 0,28 war. Sowohl WHITFORD et al. (2001) als auch TRATALOS et al. (2007) nutzen hierbei einen Ansatz nach ROWNTREE UND NOWAK (1991), der ebenfalls auf allometrischen Beziehungen basiert.

Eine andere Möglichkeit den CO₂-Austausch zwischen urbanen Oberflächen und der Atmosphäre zu bestimmen, stellt die Eddy-Kovarianz-Methode dar (AUBINET et al. 2012). Beispiele für nicht-städtische Flächen in Sachsen sind Tabelle 6 zu entnehmen. Vergleicht man diese Angaben mit Ergebnissen dieser Messmethode über Städten, so ist zu beachten, dass die Bezugsfläche in Städten nur in Ausnahmefällen zu 100% mit urbanen Grün bedeckt sind. Für Städte stellen Ergebnisse aus Eddy-Kovarianz-Messungen zumeist ein Mischsignal aus anthropogenen Einflüssen und städtischer Vegetation dar wobei erstere in der Regel dominieren (z.B. KORDOWSKI UND KUTTLER 2010; VOGT et al. 2006; SOEGAARD UND MØLLER-JENSEN 2003). Der Einfluss der Vegetation ist im Allgemeinen nur klar darstellbar, wenn die erfasste Fläche von Vegetation dominiert wird (z.B. KORDOWSKI UND KUTTLER 2010).

Jedoch gibt es nur wenig publizierte Eddy-Kovarianz-Daten für städtische Grünflächen oder gar urbane Wälder, die eine Abschätzung der möglichen Größenordnungen erleichtern würden. KORDOWSKI UND KUTTLER (2010) konnten für eine urbane Parkanlage in Essen (Deutschland) eine geringe CO₂-Senke während der Vegetationsperiode ermitteln. Wurde der Bilanzierungszeitraum auf das gesamte Jahr ausgedehnt, so war der urbane Park im Mittel eine leichte CO₂-Quelle (0,8 μmol m⁻² s⁻¹). VESALA et al. (2008) vergleichen für die Stadt Helsinki (Finnland) drei verschiedene Landnutzungsklassen (Vegetation, Straße, Bebauung) deren CO₂-Ausstausch ebenfalls mittels des Eddy-Kovarianz-Verfahrens erfasst wurde. Für die Landnutzungsklassen „Vegetation“ wurde im Sommer eine CO₂-Senke von -1,22 μmol m⁻² s⁻¹ ermittelt.

Tab. 6: Jährliche Werte der Nettoökosystemproduktion (NEP) und totale Ökosystematmung (TER; autotrophe und heterotrophe Atmung) verschiedener Landnutzungen in Sachsen (Deutschland) für die Jahre 2003 bis 2005 (Datenquelle: Institut für Hydrologie und Meteorologie, Professur für Meteorologie, TU Dresden)

Jahr	Tharandter Wald Fichte NEP (TER) (gC m ⁻²)	Grillenburg Wiese NEP (TER) (gC m ⁻²)	Klingenberg Acker NEP (TER) (gC m ⁻²)
2003	444 (1110)		-
2004	495 (1353)		
2005	588 (1423)	62 (1808)	115 (1228)

Die Anzahl der städtischen CO₂-Messungen basierend auf der Eddy-Kovarianz-Methode ist moderat. Eine gute Übersicht zu den verschiedenen Studien weltweit und deren erfassten städtischen Oberflächentypen findet sich in KUTTLER et al. (2015).

1.4.6 Klimatische Wirksamkeit urbaner Grünflächen und Wälder

Urbane Wälder können auf vielfältige Weise die klimatischen Bedingungen innerhalb einer Stadt auf kleinräumiger Skala positiv beeinflussen. Zu nennen wären hier vor allem die Wirkung auf die Lufttemperatur, auf die Feuchte, auf die Luftzirkulation sowie auf die Luftreinhaltung (TYRVÄINEN et al. 2005). Oft tragen urbane Bäume und Parks zu einer Reduzierung der Lufttemperatur durch Beschattung und Verdunstung bei und können so in den heißen Sommermonaten ein angenehmeres Klima auf lokaler Ebene schaffen. Unter bestimmten Bedingungen, d.h. bei einer hohen solaren Einstrahlung und gleichzeitig geringer Durchmischung der Luft kann die Lufttemperatur auch erhöht sein (GRIMMOND et al. 1996; NOWAK, ohne Jahr). Von Interesse ist, wie eine städtische Grünfläche beschaffen sein sollte, um einen möglichst positiven Effekt auf das urbane Klima zu haben. Hierzu wird zumeist die Temperaturdifferenz zur bebauten Umgebung und die Reichweite der klimatischen Auswirkungen betrachtet (z.B. BONGARDT 2006; POTCHTER et al. 2006; STÜLPNAGEL 1987; SHASHUA-BAR und HOFFMAN 2000; UPMANIS et al. 1998). Tabelle 7 zeigt eine Auswahl verschiedener urbaner Parks und deren klimatische Wirkung.

Tab. 7.: Klimatische Wirkung verschiedener urbaner Parkanlagen (k.A.: keine Angabe)

Stadt	Geographische Lage	Größe	Maximale Temperaturdifferenz zur bebauten Umgebung	Reichweite	Quelle
	°N	ha	K	m	
Dortmund	51	10,3	4,0	- ^a	BONGARDT (2006)
Berlin	52	212 ^b	4,3	0-1500	STÜLPNAGEL (1987)
München	48	130	3,5	k.A.	BRÜNDL et al. (1986) ^c
Stockholm	59	14	2,0	k.A.	JANSSON et al. (2007)
Göteborg	57	156	5,9	1100	UPMANIS et al. (1998)
Göteborg	57	3,6	2,0	30-40	UPMANIS et al. (1998)
Tel Aviv	33	0,05-1,10	3,0 ^d	~100 ^e	SHASHUA-BAR und HOFFMAN (2000)
Tel Aviv	33	2,8	3,5	k.A.	POTCHTER et al. (2006)
London	51	110	6,3	400	DOICK et al. (2014)
Osaka	35	104	2,5	k.A.	SHIGETA et al. (2015)

^a BONGARDT (2006) gibt die Fläche, in der die klimatische Wirksamkeit des Parks gegeben ist, mit der doppelten Größe der Parkgrundfläche an.

^b Beispiel Tiergarten

^c zitiert in UPMANIS et al. (1998)

^d Mittel über alle untersuchten Flächen

^e maximale Reichweite

Im Allgemeinen geht man davon aus, dass die Temperaturdifferenz zur Umgebung mit steigender Größe des Parks zunimmt (z.B. STÜLPNAGEL 1987; UPMANIS et al. 1998). STÜLPNAGEL (1987) gibt für einen Kühleffekt von 0,5 K eine Mindestparkgröße von 3,5 ha an. Jedoch kann die klimatische Wirksamkeit, insbesondere bei kleineren Parks, durch die Eigenschaften und Geometrie der umgebenden bebauten Fläche verringert sein (z.B. sehr hoher Anteil asphaltierter Flächen, Behinderung der Luftzirkulation). In einem solchen Falle nimmt dann die Temperaturdifferenz zur Umgebung nicht streng mit der Größe des Parks

zu (z.B. SHASHUA-BAR und HOFFMAN 2000; UPMANIS et al. 1998).

Ebenso können sich ungünstige Parkstrukturen (z.B. wenig Schatten spendende Bäume; umgebende Mauern) negativ auf den Kühleffekt auswirken (SHASHUA-BAR und HOFMAN 2000; STÜLPNAGEL 1987).

Die Reichweite der klimatischen Wirkungen eines Parks ergibt sich immer aus der Wechselwirkung der Grünfläche mit der bebauten Umgebung (STÜLPNAGEL 1987). Auch ist eine Abhängigkeit von der Tageszeit zu verzeichnen (vgl. BONGARDT 2006, Doick et al. 2014) Die Reichweite nimmt mit der Größe des Parks im Allgemeinen zu (Stülpnagel 1987; UPMANIS et al. 1998). Höhere Windgeschwindigkeiten und Anschlüsse an andere Grünanlagen begünstigen die Reichweite, welche auf der Leeseite zumeist größere Ausdehnungen erreicht (z.B. STÜLPNAGEL 1987).

Der Nutzen auch von kleineren Grünanlagen wird oft betont (GOMEZ et al. 2004; SHASHUA-BAR und HOFFMAN 2000). SHASHUA-BAR und HOFFMAN (2000) favorisieren eine hohe Anzahl von kleineren Grünanlagen (0,1 ha) in Abständen von 100 m bis 200 m, um das Klima angenehmer gestalten zu können. Dies stimmt mit der Aussage von MAYER (1990; zitiert in TYRVÄINEN et al. 2005) überein, der ein optimales Stadtklima mit unterschiedlichen mikroklimatischen Bedingungen verbindet, wobei klimatische Extreme vermieden werden.

Eine Reihe von Publikationen (z.B. AKBARI et al. 2001; DONOVAN und BURTY 2009) befasst sich zumeist mit dem positiven Effekt durch Beschattung (Temperaturminderung) und dem daraus resultierenden ökonomischen Nutzen (Einsparung von Energie) oder resultierenden Verminderungen der CO₂-Emissionen und der Verminderung von Emissionen leicht flüchtiger organischer Verbindungen (VOC). Für den nordamerikanischen Raum gibt es Veröffentlichungen, die den Wirkkomplex urbaner Wälder in ihrer Gesamtheit für ausgewählte Städte zum Gegenstand haben (z.B. MCPHERSON et al. 1994; NOWAK et al. 2007a; NOWAK et al. 2007b; NOWAK et al. 2007c). Generell ist aber die Hauptwirkung urbaner Wälder eher in der Reduzierung der thermischen Exposition (Bioklimawirkung) zu sehen.

1.4.7 Klimatische Wirksamkeit von Dachbegrünung und Fassadenbegrünung in Fußgängerniveau

KLIMATISCHE WIRKSAMKEIT VON DACHBEGRÜNUNG IN FUßGÄNGERNIVEAU

Dachbegrünung kann verschiedene Aspekte der Umwelt positiv beeinflussen. GETTER UND ROWE (2006) geben dazu einen Überblick, wobei sie folgende Wirkungen benennen: Verringerung und Verzögerung des Abflusses vor und nach Niederschlagsereignissen, verlängerte Lebenszeit von Dachbaumaterialien (z.B. durch Reduzierung der UV-Strahlung), Verringerung Klimatisierungskosten für darunter befindliche Gebäude durch isolierende Eigenschaften der Dachbegrünung, Erhöhung der Biodiversität und Bereitstellung von Habitaten, Mitigation von Luftverschmutzung, Reduzierung Lärmbelastung, Mitigation von thermischen Belastungen insbesondere im Dachniveau sowie positive ästhetische Aspekte. BERADI et al. (2014) haben kürzlich den Stand des Wissens zu den Umweltwirkungen von Dachbegrünungen zusammengefasst. Die Wirkungen der Dachbegrünung hängen u.a. von der Art der Dachbegrünung ab. Tabelle 8 gibt einen einführenden Überblick über die Arten der Dachbegrünung. Darüber hinaus sind die Auswirkungen von Dachbegrünung abhängig vom Klima und von der Art und Weise der Bebauung (hohe oder niedrige Gebäude, dichte oder lichte Bebauung) sowie der Wasserversorgung (z.B. ALEXANDRI UND JONES 2008, JIM UND TSANG 2011, CHEN 2013, PENG UND JIM 2013, SANTAMOURIS 2014).

Tab. 8: Übersicht der verschiedenen Dachbegrünungsarten nach DDV (2016)

	Extensivbegrünung	Einfache Intensivbegrünung	Intensivbegrünung
Pflegeaufwand	gering	mittel	hoch
Bewässerung	nur in der Anwachsphase	periodisch	regelmäßig
Pflanzengesellschaft	naturnah: Moos-Sedum bis Gras-Kraut	Gras-Kraut-Gehölz	Rasen oder Stauden bis Sträucher und Bäume
Aufbaudicke	6-20 cm	12-25 cm	15-40 cm und höher
Substrat	nährstoffarm, mineralisch	mit Humus angereichert	nährstoffreich
Gewicht	60-150 kg m ⁻²	150-200 kg m ⁻²	150-500 kg m ⁻²
Kosten	gering	mittel	hoch
Nutzung	„Ökologischer Schutzbelag“	„Gestaltete Begrünung“	„Gepflegte Gartenanlage“
Dach/Gebäudearten	Garagen, Carports, Industriehallen und für die Dächer, bei denen keine Nutzung vorgesehen ist	Flachdach mit Zugang und entsprechender Stabilität	Flachdach mit Zugang und entsprechender Stabilität

In der folgenden kurzen Darstellung soll die klimatische Wirkung von Dachbegrünung in Bezug auf die Minderung von thermischen Belastungen im Vordergrund stehen, insbesondere im Fußgängerniveau.

Eine thermische Wirkung die von begrünten Dächern ausgeht, ist die Reduzierung der städtischen Wärmeinsel (z.B. BASS et al. 2003 [zitiert in OBERNDORFER et al. (2007)], GILL et al. 2007, OBERNDORFER et al. 2007, ALEXANDRI UND JONES 2008, SUSCA_ et al. 2011, SANTAMOURIS 2014). Diese Reduzierung kann lokal begrenzt sein (bei nur wenigen/einzelnen Dachbegrünung) bzw. mitunter auch in größeren Bereichen wirksam sein bei einem hohen Anteil begrünter Dächer. BASS et al. (2003) (zitiert in OBERNDORFER et al. 2007) untersuchten mit einem regionalen Modell die Auswirkungen von Dachbegrünung wobei 50% der Dächer im Modell begrünt wurden. In manchen Gebieten der Stadt konnte im Modell eine Reduzierung der Temperatur von 2 K erreicht werden.

Nur eine kleinere Anzahl von Studien haben die thermischen Auswirkungen von Dachbegrünung speziell in Straßenniveau zum Gegenstand. Zumeist beschränken sich die Betrachtungen dabei auf die Lufttemperatur. PENG UND JIM (2013) untersuchen in einer modellbasierten Studie die thermische Auswirkung von Dachbegrünung für ein Gebiet in Hong-Kong. Dabei stellen sie eine Reduzierung der Lufttemperatur in Straßenniveau von 0,4-0,7°C (bei extensiver Dachbegrünung) sowie von 0,5-1,7°C (bei intensiver Dachbegrünung) fest. Darüber hinaus zeigte sich, dass die Verminderung der Lufttemperatur in Straßenniveau aufgrund von Dachbegrünung für niedrigere Gebäude (Einfamilienhäuser) höher ausfiel als für hohe Gebäude. OULDBOUKHITINE et al. (2014) konnten eine Reduzierung der Lufttemperatur in Straßenniveau basierend auf Modellsimulationen und experimentellen Messungen feststellen in einer Region mit maritim gemäßigtem Klima. Eine leichte Verringerung der Lufttemperatur um 0.4°C in Straßenniveau stellt ebenfalls BERADI (2016) aufgrund von Dachbegrünung für einen Untersuchungsstandort in Toronto fest. Da jedoch die thermische Behaglichkeit sich neben der Lufttemperatur auch aus der mittleren Strahlungstemperatur, der Windgeschwindigkeit und der Luftfeuchte zusammensetzt, muss sich nicht zwangsläufig die thermische Behaglichkeit ebenfalls ändern. Dies zeigt sich u.a. in der Studie von PENG UND JIM (2013), die keine nennenswerte Änderung der thermischen Behaglichkeit in Straßenniveau feststellen konnten. Ebenso schlussfolgern NG et al. (2012) auf Grundlage von numerischen Simulationen für ein Gebiet in Hong Kong (durchschnittliche Gebäudehöhe 60 m), dass Dachbegrünung keine effektive Maßnahme zur Reduzierung der thermischen Belastung von Passanten in Straßenniveau darstellt.

KLIMATISCHE WIRKSAMKEIT VON FASSADENBEGRÜNUNG IN FUßGÄNGERNIVEAU

Begrünte Fassaden (Begrünung i.a. durch Kletterpflanzen, die im Boden am unteren Ende der Wand wurzeln) und lebende Wände („Living Walls“, Wände, die das Substrate für das Wachstum in ihrer Struktur bzw. Oberfläche bereitstellen, sodass die Pflanzen nicht am unteren Ende der Wand im Boden wurzeln (KÖHLER 2008, FRANCIS UND LORIMER 2011) sind hinsichtlich ihrer klimatischen Wirkungen in vielen Publikationen betrachtet worden. Dabei wird jedoch vornehmlich die Energieoptimierung von Gebäuden (z.B. PÉREZ et al. 2011, PERINI et al. 2013) und weniger die klimatische Wirkung im urbanen Straßenraum untersucht. Hier konnte nur eine geringe Anzahl von Publikationen ermittelt werden. ALEXANDRI UND JONES (2008) untersuchten numerisch in einem Modell die Auswirkung von ausgedehnter Fassadenbegrünung für bestimmte Straßengeometrien einer Straßenschlucht und unterschiedliche Klimazonen. In ihren Modellläufen wurden für alle betrachteten Klimazonen eine Reduzierung der Hitzebelastung erzielt (Begrünung der angrenzenden Dächer und der gesamten Fassaden auf beiden Straßenseiten). GROSS (2012) konnte jedoch auf Grundlage von numerischen Experimenten, nur eine sehr geringe und räumlich nur stark begrenzte klimatische Wirkung von Fassadenbegrünung aufzeigen. Dies deckt sich mit den recherchierten Ergebnissen von Messungen. Hier konnten positive Effekte nur für die unmittelbar angrenzende Umgebung erfasst werden (bis zu 1 m Abstand) nicht aber für weiter entfernte Bereiche (WONG et al. 2010, TAN et al. 2014, JÄNICKE et al. 2015, HOELSCHER et al. 2016). Es sei

hier angemerkt, dass die genannten Publikationen bezüglich Messungen immer nur die Wirkung einzelner Fassaden untersucht haben. Weiterhin ist davon auszugehen, dass sich die klimatische Wirkung von begrünten Fassaden im Straßenbereich ebenfalls abhängig ist von der Straßengeometrie sowie von der Art der Fassadenbegrünung und deren Wasserversorgung.

Neben der thermischen Wirkung von Fassaden sei hier auch auf deren positiven ästhetischen Aspekt (z.B. VAN HERZELE UND DE VRIES 2011), deren Beitrag zur Mitigation luftgetragener Schadstoffe (z.B. OTTELE et al. 2010) als auch deren Beitrag zur Mitigation von Lärmbelastungen (z.B. PÉREZ-URRESTARAZU et al. 2015).

1.4.8 Stadtklimamessungen

Im Rahmen dieser Messungen sollte aufgezeigt werden, wie sich die klimatischen Bedingungen auf den Flächen und im Umfeld von städtischem Grünflächen und urbanen Wäldern entwickeln bzw. unterscheiden. Die folgende Darstellung gibt die wesentlichsten Ergebnisse wieder, umfasst jedoch bei weitem nicht alle Messungen, die im Rahmen des Projekts durchgeführt wurden.

1.4.8.1 Klimastation

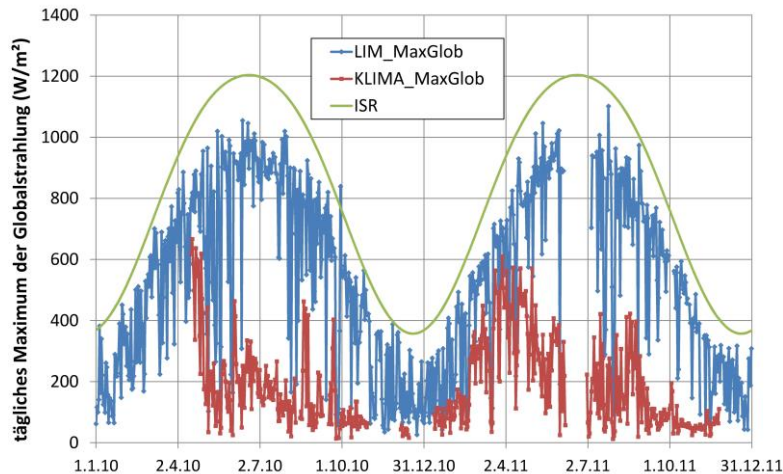


Abb. 6a: Verlauf des Tagesmaximums der Globalstrahlung an der Klimastation Ostfriedhof und der Referenzstation am LIM in den Jahren 2010 und 2011. Der Verlauf der extraterrestrischen Einstrahlung (ISR) ist beigelegt.

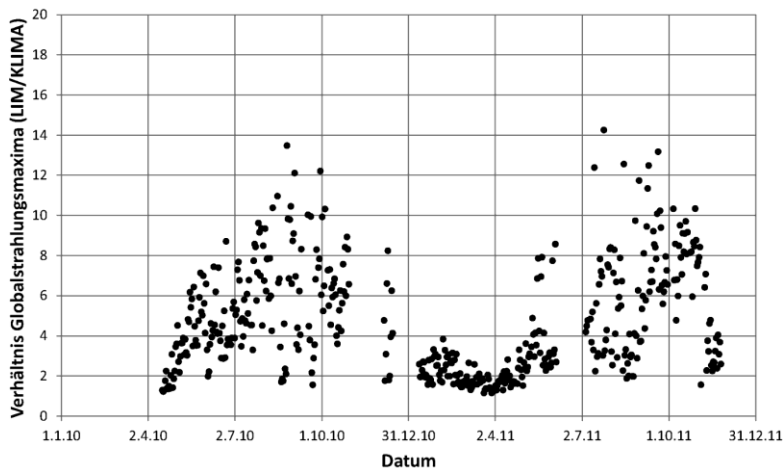


Abb. 6b: Verhältnis der Tagesmaxima der Globalstrahlung zwischen der Referenzstation am LIM und der Klimastation Ostfriedhof in den Jahren 2010 und 2011.

Im Rahmen des Projektes wurde von Frühjahr 2010 bis Frühjahr 2012 eine Klimastation (KLIMA) auf dem Leipziger Ostfriedhof betrieben. Dabei wurde der Einfluss einer urbanen Waldfläche auf das städtische Mikroklima, insbesondere auf Strahlung (Abb. 6) und Temperatur (Abb. 7) deutlich. Als Vergleichsstation diente die Klimastation am Leipziger Institut für Meteorologie (LIM) in der Stephanstraße in Leipzig. So ist bspw. die Abschattungswirkung von Belaubung klar erkennbar, die zu einer Reduktion der maximalen täglichen Einstrahlung auf bis zu 1/14 des Referenzwertes im Sommer führt (Abb. 6b). Im Winter reduziert der laubfreie Waldbestand im Ostfriedhof die maximale Globalstrahlung auf ca. die Hälfte des Referenzwertes am LIM.

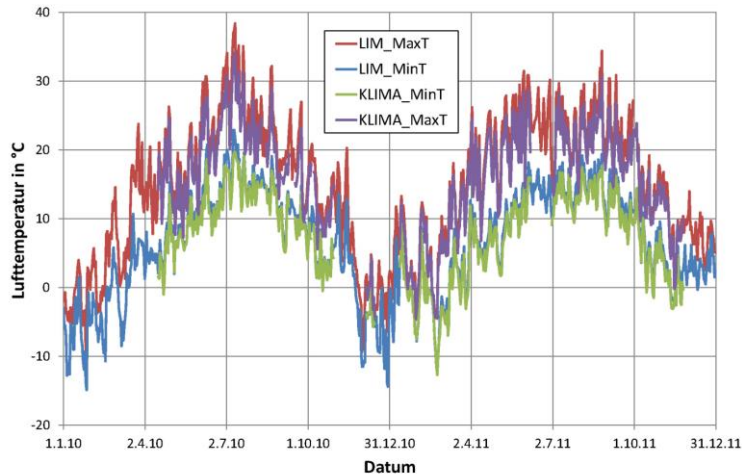


Abb. 7a: Verlauf des Tagesmaximums und -minimums der Lufttemperatur an der Klimastation Ostfriedhof und der Referenzstation am LIM in den Jahren 2010 und 2011.

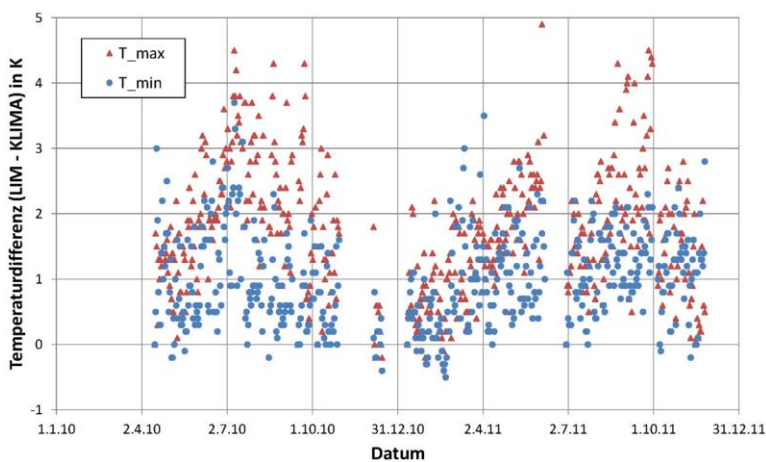


Abb. 7b: Differenz der Tagesmaxima und -minima der Lufttemperatur zwischen der Referenzstation am LIM und der Klimastation Ostfriedhof in den Jahren 2010 und 2011.

Diese Unterschiede in der bodennahen Einstrahlung führen dazu, dass insbesondere die Tagesmaxima der Lufttemperatur im Waldbestand gegenüber der Referenzstation reduziert sind. Die Differenz beträgt im Sommer bis 4 K und im Winter meist unter 1 K. Bei den Minima zeigt sich bei geringen Windgeschwindigkeiten gelegentlich die Schutzwirkung dichter Vegetation vor Auskühlung, so dass nachts teilweise höhere Werte im Bestand am Ostfriedhof als am LIM gemessen wurden¹. Insgesamt führt die dichte Belaubung am Ostfriedhof zu einer starken Dämpfung der Tagesamplitude der Temperatur.

1.4.8.2 Mobile Messgänge

Am 16. Juli 2010 wurden im Rahmen eines Studentenpraktikums mehrere georeferenzierte Temperaturmessgänge im Bereich der Stadt Leipzig durchgeführt. Die Korrektur des Einflusses des Tagesgangs der Temperatur auf den Anfangs- und Endzeitpunkt der Messungen erfolgte auf Basis folgender Gleichung:

$$T_{\text{cor}} = T_{\text{mess}} + 0,5(T_{\text{LIM,E}} - T_{\text{LIM,A}})(0,5N_{\text{ges}} - N_i) / 0,5N_{\text{ges}}$$

¹ Zu berücksichtigen ist, dass aufgrund der zentralen Lage am LIM v. a. nachts und im Winter meist 1-2 K höhere Temperaturwerte gemessen werden als an einer vergleichbaren waldfreien Station am Ostfriedhof. An heißen Sommertagen ist der mittägliche Temperaturunterschied v. a. auf den Kühleffekt des urbanen Waldes zurückzuführen.

mit T_{cor} - korrigierte Temperatur, T_{mess} - gemessene Temperatur, $T_{LIM,E}$ und $T_{LIM,A}$ – Temperatur an der Referenzstation LIM zum End- und Anfangszeitpunkt der Messung, N_{ges} – Gesamtzahl der Messwerte, N_i – fortlaufende Nummer des aktuellen Messwertes.

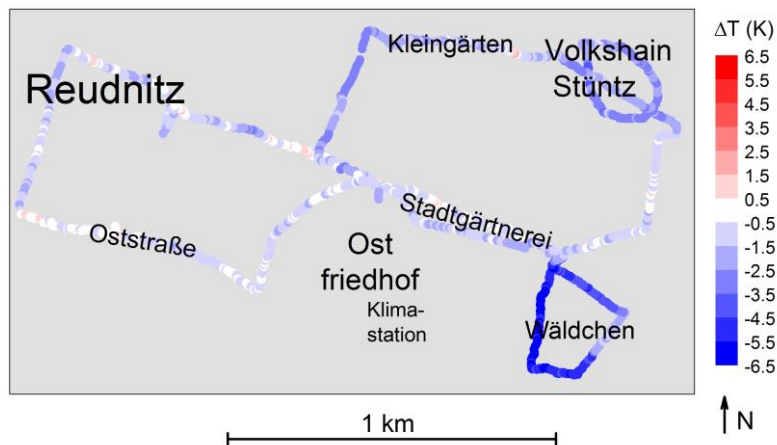


Abb. 8: Tagesgangkorrigierte Temperaturverteilung während des Messganges am 16.07.2010, 9:50-11:45 MESZ im Bereich der Stadtgärtnerei, Differenz zum Mittelwert an der Referenzstation LIM im Stadtzentrum

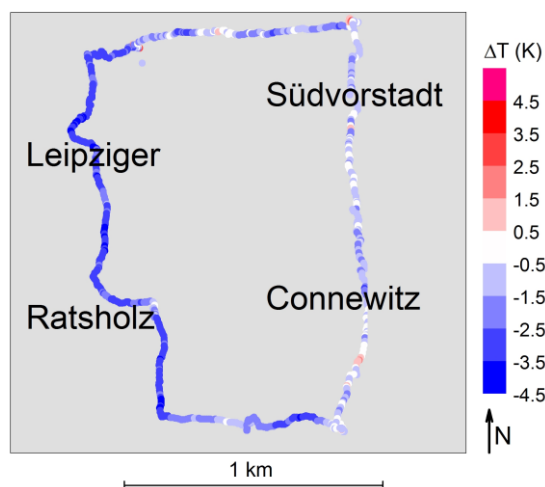


Abb. 9: Tagesgangkorrigierte Temperaturverteilung während des Messganges am 16.07.2010, 12:19-13:04 MESZ im Bereich des Leipziger Ratsholzes, Differenz zum Mittelwert an der Referenzstation LIM im Stadtzentrum

Die Abbildungen 8 und 9 zeigen deutlich den Einfluss der Vegetation auf die Temperaturunterschiede zwischen verbauten und durchgrüneten Stadtgebieten. So beträgt der gemessene Unterschied in den tagesgangkorrigierten Temperaturmesswerten im Umfeld der Stadtgärtnerei bis zu 8 K (Abb. 8) und zwischen Ratsholz und umgebender Siedlungsstruktur bis zu 7 K (Abb. 9). Der Abkühlungseffekt im Vergleich zur Referenzmessung am LIM beträgt bis zu 6 K im dichten Wäldchen östlich der Stadtgärtnerei (Abb. 8) und bis 4 K im Ratsholz (Abb. 9). Bei Fehlen zusammenhängender Vegetationsflächen ist die Zuordnung von Temperaturunterschieden zur urbanen Struktur schwieriger wie z.B. im Bereich der Neuen Leipziger Straße in Leipzig-Grünau vor der Anlage des urbanen Waldes.

Hier resultieren die maximalen Temperaturunterschiede zum Zeitpunkt des Tagesmaximums hauptsächlich aus den Abschattungseffekten kleiner Baumgruppen und der Wohnblöcke selbst. Diese kleineren Abkühlungsflächen führen lokal zu einer maximalen Temperaturabsenkung gegenüber dem Referenzwert am LIM von bis zu 3 K. Die Flächenausdehnung dieses Effektes bleibt aber gering.

Der große Einfluss zusammenhängender städtischer Waldgebiete zeigt sich besonders konsequent in den zeitgleich durchgeführten Messrouten im Ratsholz und den Straßenzügen von Connewitz und Südvorstadt (Abb. 10). Der Überwärmungseffekt der verbauten und anteilmäßig recht stark versiegelten Stadtgebiete zeigt sich fast durchgängig während der gesamten Messroute.

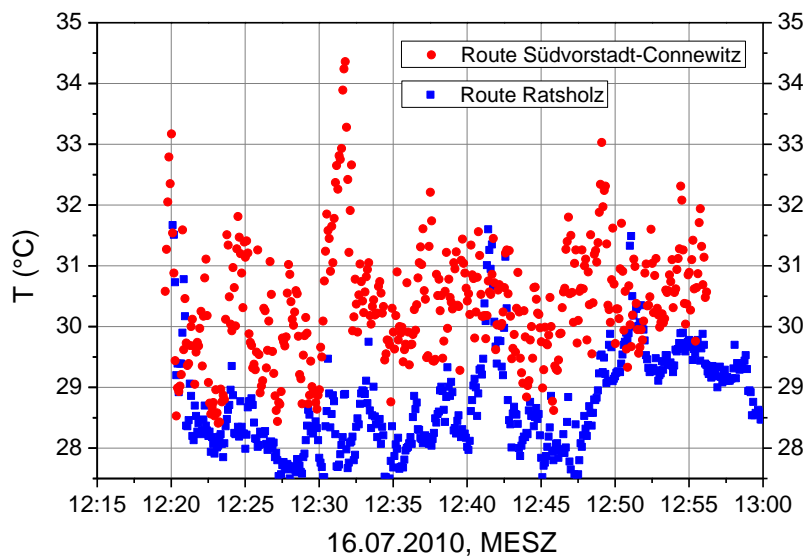


Abb. 10: Temperaturverlauf während der zeitgleich durchgeführten Messungen im Leipziger Ratsholz sowie den angrenzenden Stadtvierteln Connewitz und Südvorstadt (vgl. Abb. 9).

1.4.8.3 Einfluss des Sky View Faktors auf thermische Unterschiede

ALLGEMEINE EINFÜHRUNG UND MESSUNGEN

Bei der Betrachtung des Einflusses des Sky View Faktors² kamen Daten zur Auswertung, die im Rahmen einer Bachelorarbeit (JONAS 2014) in Leipzig erhoben wurden. Dabei führten zwei Messrouten direkt an den beiden Projektflächen Schönauer Holz und Stadtgärtnerei-Holz entlang. Die dritte Messroute führte durch Teile von Leipzig-Connewitz (Abb. 11). Die mobilen Messungen wurden mit einem Messrucksack an Tagen mit hoher Strahlung und hoher Lufttemperatur durchgeführt, wobei u.a. die hier ausgewertete Lufttemperatur gemessen wurde. Als zentrumsnahe Lufttemperaturdaten standen Daten des Leipziger Instituts für Meteorologie (LIM) der Universität Leipzig zu Verfügung, welches sich in der Stephansstr. befindet. Der Sky View Faktor wurde über hemisphärische Aufnahmen mittels Fischaugenkamera für charakteristische Punkte entlang der Messstrecken bestimmt (Abb. 11, gelbe Punkte). Der Einfluss des Sky View Faktors auf die thermischen Unterschiede zum Stadtzentrum selbst wurden in einem Werkvertrag etwas detaillierter betrachtet. Die Daten wurden in zwei Kollektive geteilt. Ein Kollektiv umfasst die Daten, bei denen sich die Person mit dem Messrucksack im Schatten befand. Das andere Kollektiv

² Ein Sky View Faktor von 0 bezeichnet einen vollständig verdeckten Himmel. Ein Sky View Faktor von 1 bezeichnet einen Himmel, der ohne Einschränkung sichtbar ist.

beinhaltet die Daten, bei denen sich die Person mit dem Messrucksack in der Sonne befand. Fälle, wo dies nicht eindeutig geklärt werden konnte, wurden von der Analyse ausgeschlossen. In diesen beiden Datenkollektiven wurden die Messpunkte jeweils nochmal unterteilt nach den Charakteristika der umgebenden Stadtstruktur (nur bebaut, bebaut und wenig Vegetation, bebaut und viel Vegetation, nur Vegetation). Dieses Vorgehen wurde gewählt, da auch die umgebende Stadtstruktur einen Einfluss auf die thermischen Bedingungen an einem bestimmten Ort hat. Aufgrund der kleinen Datenmenge wurden einfache Regressionen gerechnet für alle Stadtstrukturen, wenn sich die messende Person im Schatten befand und eine über alle Stadtstrukturen, wenn sich die messende Person direkt in der Sonne befand.

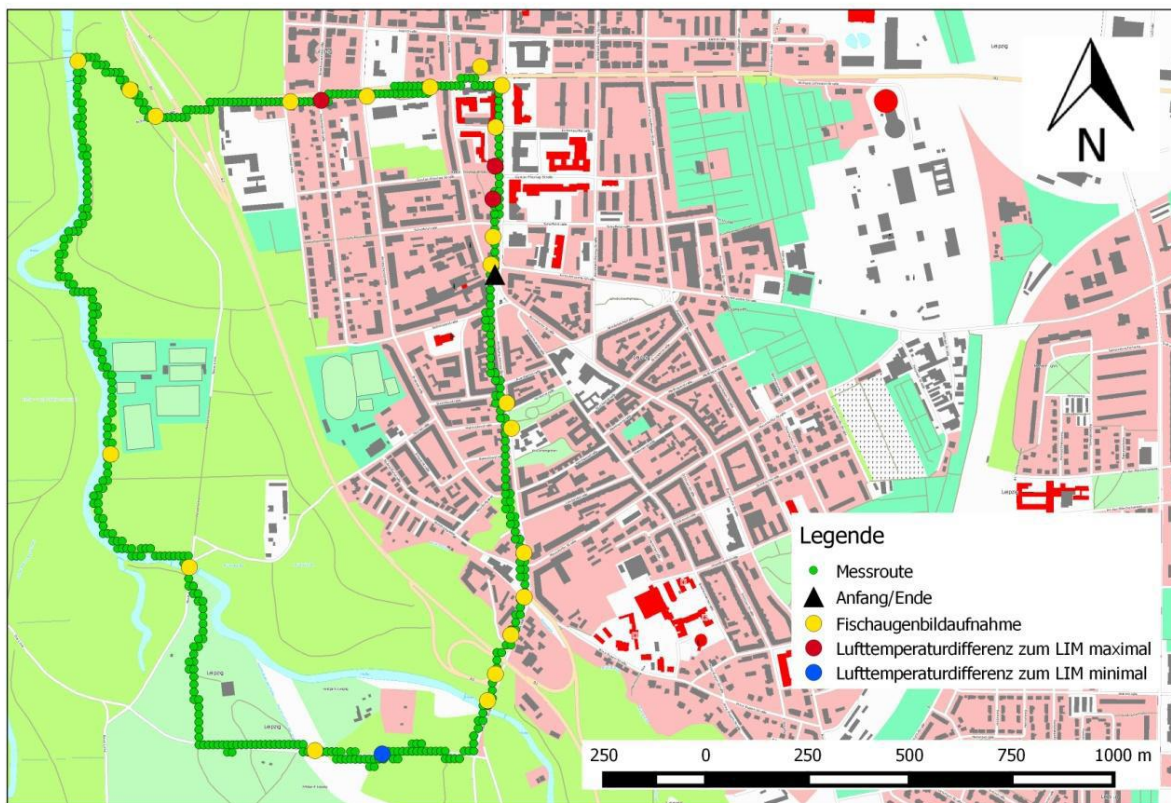


Abb. 11: Messroute in Bereichen des Rastholzes und Leipzig-Connewitz im Sommer 2013. LIM steht für Leipziger Institut für Meteorologie (Referenzstation). Die jeweils roten Punkte kennzeichnen die wärmsten Stellen gegenüber dem LIM je Messgang (insgesamt 3 Messgänge) und der blaue Punkt die kälteste Stelle gegenüber dem LIM aus allen Messgängen. Abbildungsquelle: JONAS (2014)

ERGEBNISSE UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Befand sich die messende Person in der Sonne, so ergab sich kein Zusammenhang zwischen der Temperaturdifferenz zum LIM und dem Sky View Faktor. Der Grund hierfür ist in den Messbedingungen begründet, da die messende Person sich in der Sonne befand. Die Größe, die den größten Einfluss auf die thermischen Bedingungen hat (kurzweilig einfallende Strahlung), kommt dabei unvermindert zur Wirkung. Der Sky View Faktor spielt in einem solchem Falle nur eine stark untergeordnete Rolle. Für die Regression, wenn sich die messende Person im Schatten befand, ergab sich eine schwache Korrelation zwischen dem Sky View Faktor und der Temperaturdifferenz zum LIM (Abb. 12). Jedoch ist diese Korrelation stark durch die Messungen in Parkanlagen beeinflusst. Schließt man diese von der Regression aus, so ergibt sich auch für die Betrachtung der Messungen im Schatten keine Korrelation.

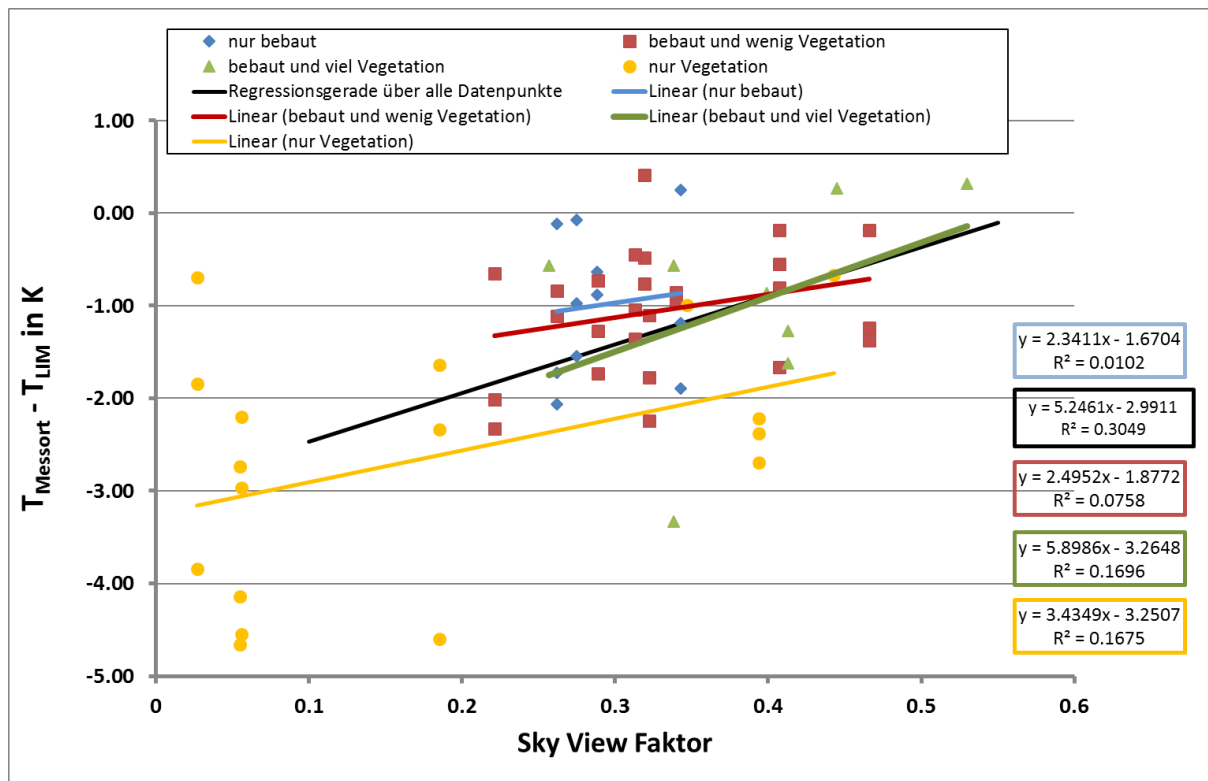


Abb. 12: Lineare Korrelation zwischen dem Sky View Faktor und der Differenz in der Lufttemperatur zum LIM, wenn sich die messende Person im Schatten befand.

Dies zeigt, dass der Sky View Faktor nur eine beeinflussende Größe für die thermischen Bedingungen an einem Ort am Tage ist. Deutlich wird dies unter anderem an der Streuung der Temperaturdifferenzen für sehr ähnliche Sky View Faktoren in Abb. 12. Fasst man die Messgänge nach Messtagen zusammen, so variiert die Korrelation mit dem Sky View Faktor wobei jedoch die Datenanzahl pro Regression reduziert ist. In weiteren Analysen sollten daher sowohl mehr Messgänge als auch die Strahlungsbedingungen des jeweiligen Tages mit einbezogen werden sowie die Tageszeit. Generell ist jedoch anzumerken, dass der Sky View Faktor relevant ist für die Ausprägung der städtischen nächtlichen Wärmeinsel, da er den Wärmeverlust aufgrund langwelliger Abstrahlung beeinflusst (Oke 1981, 1982).

1.4.8.4 Stadteffekt von Leipzig auf das Klima

Im Rahmen einer studentischen Belegarbeit (SCHÖDER 2011) wurden die Zeitreihen verschiedener Klimastation innerhalb und im Umfeld von Leipzig analysiert, um den Stadteffekt von Leipzig z.B. auf die Temperatur nachzuweisen.

Die Ergebnisse für den Zeitraum 2005-2010 zeigen, dass der urbane Wärmeinseleffekt von Leipzig im Jahresmittel zu einer Temperaturerhöhung von 1-2 K im Innenstadtbereich im Vergleich zum Umland führt (Abb. 13). In kurzen sommerlichen und winterlichen Episoden kann dieser Stadteffekt auf das Klima allerdings auch höher ausfallen.

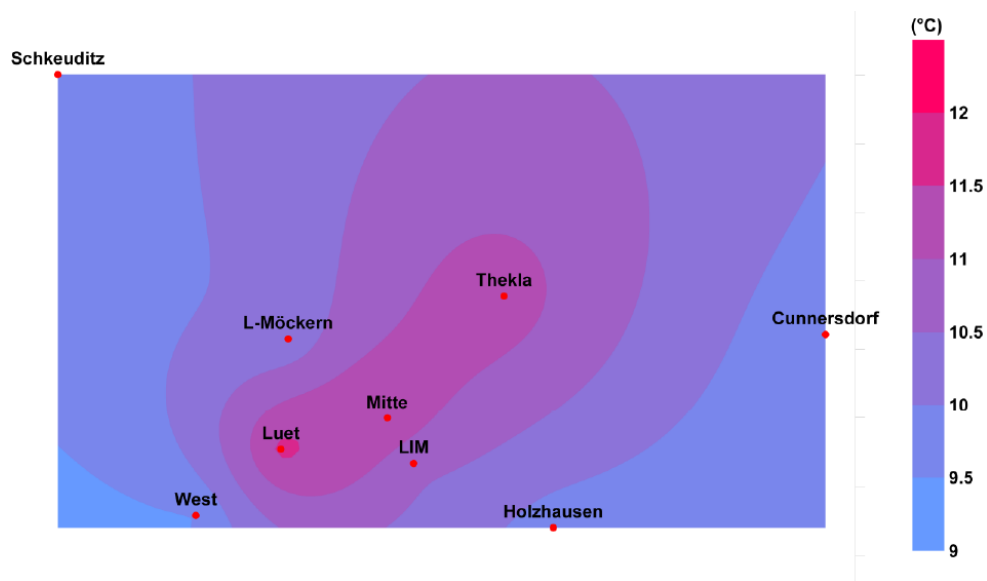


Abb. 13: Räumliche Verteilung des Jahresmittels der Lufttemperatur für den Zeitraum 2005-2010 auf Basis des Kriging-Verfahrens (aus SCHÖDER (2011): Karte erstellt von Dr. J. Franke, TU Dresden)

1.4.9 Stadtklimamodellierung

Da mittels Messung nur lokale und temporäre stadtklimatischen Effekte erfassbar sind, wurden die mikroklimatischen Bedingungen für die beiden Projektflächen Schönauer Holz und Stadtgärtnerei Holz zusätzlich mittels eines Modells simuliert. Diese Simulationen erfolgten mit dem dreidimensionalen Mikroklimamodell ENVI-met (BRUSE 1999; BRUSE UND FLEER 1998, weitere Informationen zum im Projekt eingesetzten Modell ENVI-met siehe Tabelle 19). Ziel war es, das Stadtklima in einem größeren räumlichen Zusammenhang darzustellen und Szenarien zu rechnen, die die Auswirkungen sich ändernder struktureller Eigenschaften (z.B. Höhe, Biomassendichte) eines heranwachsenden urbanen Waldes auf die mikroklimatischen Bedingungen der Umgebung zeigen. Neben der Darstellung von verschiedenen meteorologischen Variablen in verschiedenen Höhen kann ebenso beschrieben werden, wie der menschliche Organismus die aus den jeweiligen klimatischen Bedingungen resultierenden Wärmebelastungen wahrnimmt. Hierfür findet die Bewertungsgröße Physiologische Equivalent Temperatur (PET) Anwendung. Bei der Berechnung dieser Größe fließen körperinterne als auch körperexterne Faktoren ein. Eine detaillierte Beschreibung zur Berechnung dieser Größe findet sich u.a. in HÖPPE (1999).

Abbildung 14 (Bild links) zeigt eine Darstellung für PET für das Projektgebiet Schönauer Holz im Ausgangszustand, d.h. vor Abriss des elfgeschossigen Plattenbaus. Trotz einer Lufttemperatur von ca. 26 °C würde der menschliche Organismus die thermischen Bedingungen in den Schattenbereichen der Wohnblöcke als kühl bis komfortabel wahrnehmen (Tab. 9). Dies entspräche insgesamt einer schwachen bzw. keiner thermischen Belastung. Durch den Abriss des Wohnblocks ist eine große Freifläche entstanden, welche stark strahlungsexponiert ist. Mögliche Schatteneffekte durch den ehemaligen Block fallen weg. Dies führt dazu, dass im Vergleich zum Ausgangszustand eine größere thermische Belastung für die Anwohner entstehen würde (Abb. 14, rechtes Bild, Zunahme der PET-Werte im mittleren Bereich um 8-10 K). Gleichzeitig erhöht sich durch die Freistellung die Durchlüftung, so dass in bereits vorher sonnenexponierten Bereichen die thermische Belastung abnimmt (Abb. 12, rechtes Bild, Abnahme der PET-Werte im Bereich außerhalb des ehemaligen Blockschattenbereiches um bis zu 8 K)

Tab. 9: Physiologische Equivalent Temperatur (PET) und thermisches Empfinden (entnommen: MATZARAKIS UND AMELUNG 2008)

PET	Thermischer Empfindungsgrad	Physiologischer Stress
4°C	Sehr kalt	Extremer Kältestress
8°C	Kalt	Starker Kältestress
13°C	Kühl	Moderater Kältestress
18°C	Leicht kühl	Schwacher Kältestress
23°C	Komfortabel	kein thermischer Stress
29°C	leicht warm	Schwacher Hitzestress
35°C	Warm	Moderater Hitzestress
41°C	Heiß	Starker Hitzestress
	Sehr heiß	Extremer Hitzestress

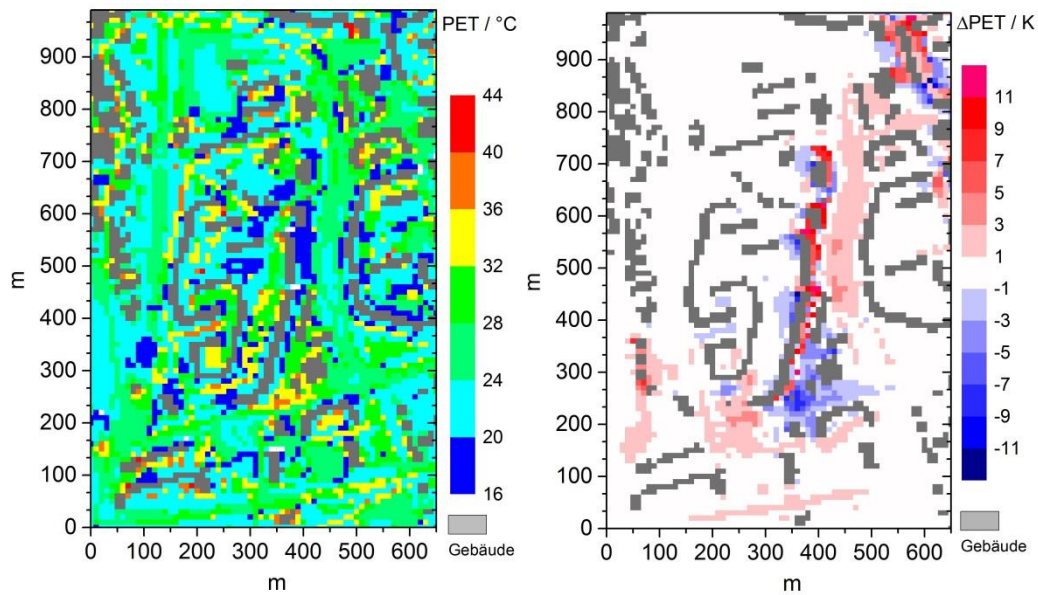


Abb. 14: Darstellung von PET für das Projektgebiet der Neuen Leipziger Straße an einem heißen und wolkenlosen Sommertag (5. Juni, 14:00, Lufttemperatur: 26,1 °C; relative Luftfeuchte: 34 %; Windrichtung: 110° [Ostsüdost]). Die räumliche Auflösung des Modellgebiets beträgt 10 m. Das Bild links zeigt den Ausgangszustand mit dem elfgeschossigen Plattenbau. Das rechte Bild zeigt die Veränderung nach dem Abriss des Plattenbaus (Übergang zu großflächigem Rasen). Die Eingangsdaten sind HELD (2011) entnommen, die PET-Werte wurden neu berechnet.

1.4.9.1 Einfluss von sich ändernder Vegetation auf die thermische Belastung

Durch eine Kombination der Modelle ENVI-met (BRUSE 1999; BRUSE UND FLEER 1998) und RayMan (MATZARAKIS et al. 1999a) wurde untersucht wie sich die thermische Belastung auf den Modellflächen, in Abhängigkeit vom aufwachsenden urbanen Wald, ändert.

Die Ergebnisse der Simulationen mit ENVI-met dienten als Grundlage für das Modell RayMan. RayMan ist ein Programm zur Berechnung von Strahlungsflüssen und berechnet darüber hinaus eine Reihe von thermischen Behaglichkeitsindizes (MATZARAKIS et al. 2007) mit denen das thermische Empfinden des Menschen erfasst werden kann. In den bioklimatischen Untersuchungen in der Alten Stadtgärtnerei kommt der Universal Thermal Climate Index (UTCI) zur Anwendung, der auf JENDRITZKY et al. (2006) zurückgeht. Er wird auch in den Bereichen Wetterdienste, öffentliches Gesundheitswesen und in der Klimafolgenforschung im Bereich der Gesundheit angewandt.

Der UTCI ist ein bioklimatischer Index, der anhand eines Wärmebilanzmodells entwickelt wurde und insbesondere mit der mittleren Strahlungstemperatur korreliert (JENDRITZKY et al. 2007; JENDRITZKY et al. 2009). Die deutliche Korrelation zwischen der mittleren Strahlungstemperatur gilt jedoch lediglich für Bedingungen des Sommerhalbjahres. Die Skala zur Bewertung der thermischen Behaglichkeit in °C bei dem UTCI umfasst 10 Schritte und reicht vom extremen Kältestress bis zum extremen Hitzestress (Tab. 9).

Für die Projektfläche Stadtgärtnerei Holz wird die Entwicklung der thermischen Behaglichkeit mittels des UTCI in Abhängigkeit von den Vegetationsstadien hier aufgezeigt. Das Vorgehen der hier vorgestellten Modellstudie lehnt sich an GOLDBERG et al. (2013) an, die entsprechende Untersuchungen im Zentrum von Dresden unter dem Aspekt der thermischen Belastung von Fußgängern im Sommer vorgenommen haben. Im Folgenden werden die wesentlichsten Ergebnisse der Arbeit zusammengefasst.

Die Simulationen wurden mit ENVI-met 3.1 (siehe auch Tabelle 19) für einen Sommertag (Start 14.07.13 00:00 Uhr über 48 h) durchgeführt wobei die horizontale Auflösung 3 x 3 m (Stadtgärtnerei Holz) bzw. 5 x 5 m (Schönauer Holz betrug). Eine umfassende Darstellung der Parametrisierung und der Simulationsergebnisse gibt RINGAT (2013).

Für die Untersuchung wurden vier Vegetationsstadien verwandt, in deren Abhängigkeit die thermische Entwicklung und die thermische Belastung mit dem UTCI beurteilt werden. Das Vegetationsszenario 1 (VS1) beschreibt hierbei den Ist-Zustand. Die Vegetationsszenarien VS2-VS4 beschreiben die zukünftige Vegetationsentwicklung bis hin zu einem Endzustand (Abb. 15). In dem Zustand VS2 haben die Bäume eine Höhe von 10 m, im Zustand VS3 ist diese um 5 m höher. Im Vegetationsszenario VS4 wird davon ausgegangen, dass das Höhenwachstum der Bäume in die asymptotische Phase übergetreten ist (Wachstumsende). Die Baumhöhen variieren hier je nach Baumart zwischen 20 m und 30 m.

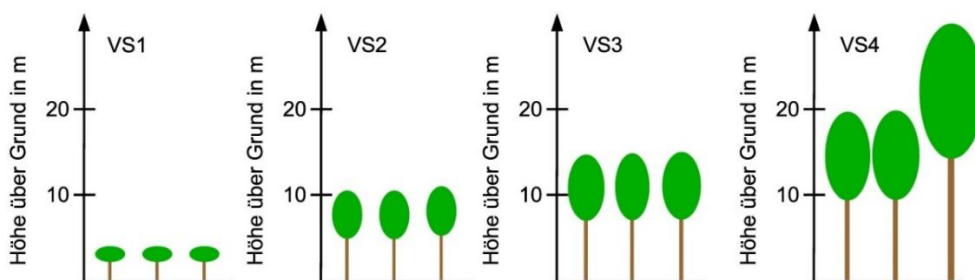


Abb. 15: Schematische Darstellung der bei der Modellierung verwandten Vegetationsszenarien.

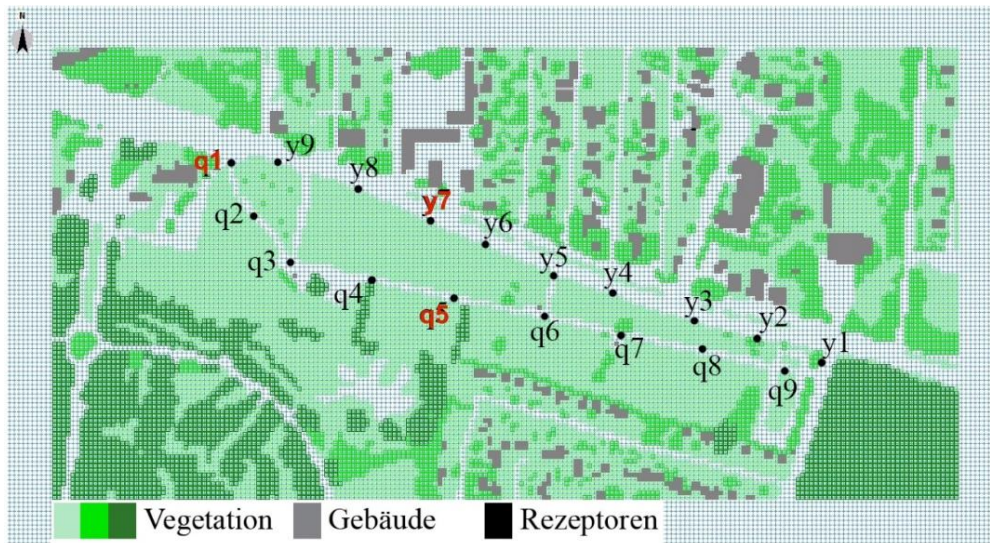


Abb. 16: Lage der Rezeptoren im Projektgebiet der Alten Stadtgärtnerei. Die rot gekennzeichneten Rezeptoren sind Gegenstand von Tab. 10.

Die Entwicklung der thermischen Belastung wurde zunächst an ausgewählten Orten (Rezeptoren) punktuell für die Uhrzeit 14:00 Uhr und 22:00 Uhr (jeweils für den 15. Juli, d.h. sommerliche Bedingungen) in Abhängigkeit der verschiedenen Vegetationsstadien beurteilt. Die Lage dieser Rezeptoren für die Projektfläche Alte Stadtgärtnerei ist in Abbildung 16 wiedergegeben.

Die Betrachtung einzelner Rezeptoren für die Uhrzeiten 14:00 Uhr und 22:00 Uhr erbrachte keinen eindeutigen Trend hinsichtlich der Änderung des thermischen Stresses in Abhängigkeit von der Vegetationsentwicklung. Ein Grund für dieses Ergebnis ist die Lage der Rezeptoren, die entlang der Wege gewählt wurde. Für die Uhrzeit 14:00 Uhr ist weiterhin der Sonnenstand von Bedeutung. Zu dieser Uhrzeit sind etliche Rezeptoren nicht beschattet, da der Wegverlauf Nord-Süd ausgerichtet ist. Dies führt dazu, dass der UTCI nicht sinkt. Für Szenarien mit höherer Vegetation kommt es zu einer Verminderung der Windgeschwindigkeit. Dadurch wird der Austausch der Luftmassen eingeschränkt, was sogar zu einer Erhöhung des UTCI führen kann, so lange der Modellgitterpunkt außerhalb des Schattens liegt (z.B. Rezeptor y1 Stadtgärtnerei Holz). An einigen Rezeptoren lässt sich der Kühleffekt auf Grund der Abschattung durch die Vegetation gut erkennen (z.B. Rezeptor y5 Stadtgärtnerei Holz). Allgemein findet sich nachts bei mehr Vegetation eine höhere relative Feuchte, eine geringere Windgeschwindigkeit und eine höhere thermische Gegenstrahlung als am Tag. Dies zeigt sich in einer generellen Zunahme der UTCI-Werte. Jedoch wird dadurch der thermische Behaglichkeitsindex UTCI nur innerhalb des Bereiches „kein Hitzestress“ variiert und erreicht nicht eine höhere Stufe.

Betrachtet man nun die gesamte tageszeitliche Variabilität des UTCI, so wird deutlich, dass die verschiedenen Rezeptoren zu verschiedenen Zeiten abgeschattet werden. Dies bedeutet, dass die betrachteten Orte über den Tag verteilt vermehrt geringeren Hitzestress erfahren als in der Variante, die dem Ausgangszustand (VS1) kurz nach Bepflanzung entspricht. Abb. 17 stellt dies für die Rezeptoren q1, q5, q7 und y1 der Stadtgärtnerei Holz exemplarisch dar.

Tab.10: Entwicklung des UTCI in Abhängigkeit vom Vegetationsszenario für drei ausgewählte Rezeptoren (siehe Abbildung 16) auf dem Gebiet der Stadtgärtnerei Holz

Zeit	UTCI _{q1}	UTCI _{q5}	UTCI _{y7}
hh:mm	°C	°C	°C
VS1			
14:00	37,3	35,9	35,7
22:00	18,8	18,0	17,7
VS2			
14:00	37,2	25,8	34,7
22:00	18,4	18,0	18,0
VS3			
14:00	36,6	24,5	34,9
22:00	18,1	17,9	18,1
VS4			
14:00	36,0	25,3	35,0
22:00	18,1	17,9	18,2

UTCI in °C	thermisches Empfinden
> 46	extremer Hitzestress
38 - 46	sehr starker Hitzestress
32 - 38	starker Hitzestress
26 - 32	moderater Hitzestress
9 - 26	kein thermischer Stress

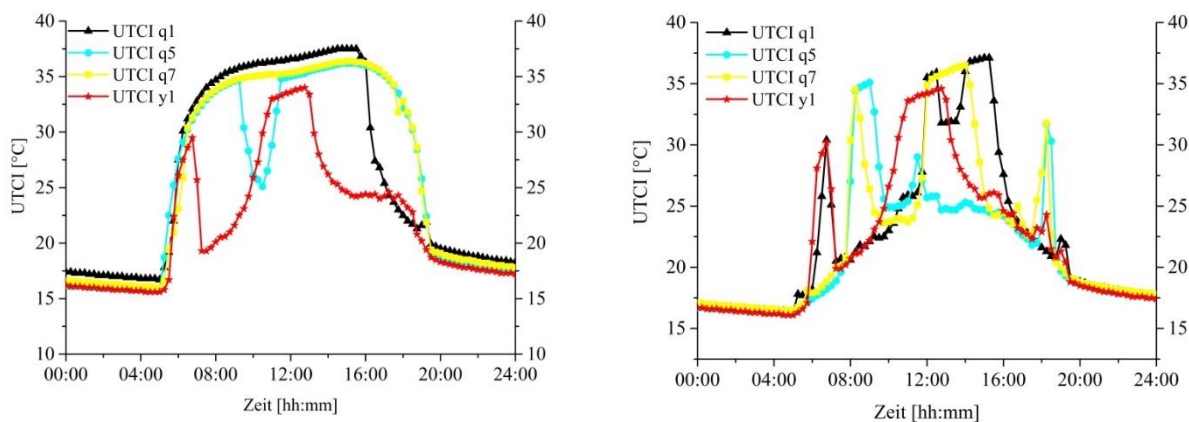


Abb. 17: Entwicklung des UTCI für unterschiedliche Rezeptoren auf dem Gebiet der Alten Stadtgärtnerei. Die linke Abbildung zeigt den Zustand kurz nach der Bepflanzung (Ist-Zustand, VS1) und die rechte Abbildung zeigt den Zustand für das Vegetationsszenario VS4.

Allgemein lässt sich feststellen, dass in den meisten Fällen eine zunehmende Vegetation eine Verringerung der UTCI-Werte mit sich bringt. Dies zeigt auch die flächenhafte Darstellung des UTCI am Tage an, bei der eine Zunahme der Flächen mit Vegetation zu einem geringeren Wärmestresspotential führt. In der Nacht fällt die Reduzierung des UTCI insgesamt geringer aus, oder der UTCI kann infolge erhöhter Gegenstrahlung auch leicht zu nehmen, wobei das zuvor gesagte für die kausalen Zusammenhänge bezüglich Punktbetrachtung auch für die Flächenbetrachtung gilt.

Eine analoge Modellstudie (horizontale Auflösung jedoch 5 m x 5 m) wurde ebenfalls für die Modellfläche Schönauer Holz durchgeführt, die grundsätzlich die gleichen Ergebnisse erbrachte.

Mit den Modellberechnungen konnte die positive Wirkung von Begrünungsmaßnahmen auf das thermische Wohlbefinden des Menschen dargestellt werden. Allgemein lässt sich feststellen, dass die Begrünungsmaßnahmen die thermischen Belastungen für den Menschen insgesamt verringern werden. Von ihnen geht eine positive Wirkung bezogen auf das Bioklima des Menschen aus.

1.4.9.2 Einfluss der Verteilung von urbanem Grün auf die thermische Belastung

ALLGEMEINE EINFÜHRUNG UND PARAMETRISIERUNG

Anliegen dieser Untersuchung war es die Frage zu klären, wie urbanes Grün in einer Fläche verteilt werden muss, um die Kühlwirkung zu maximieren bei einem fest vorgegebenen Verhältnis von bebauter Fläche zu begrünter Fläche. Sie knüpft an die Arbeiten von MATHEY et al. (2012) an. Insgesamt stellt die Arbeit einen Beitrag dar zu der teilweise noch offenen Fragestellung wie Grün am besten in urbanen Stadtgebieten integriert werden sollte um klimatische Extreme abzumildern. Diese Fragestellung ist in verschiedenen Studien benannt (z.B. ERELL et al. 2008; BOWLER et al. 2010; NORTON et al. 2015).

Im Mittelpunkt dieser Arbeit stehen Modellierungen mit dem mikroskaligen dreidimensionalen Klimamodel ENVI-met 3.1 (BRUSE 1999; BRUSE UND FLEER 1998; siehe auch Tabelle 19). Dazu wurden zwei fiktive Modellgebiete (Abb. 18) geschaffen. Das eine Modellgebiet lehnt sich in seiner Struktur und seinem Grünanteil an Plattenbaugebiete an, wie sie in den 70er und 80er Jahren in der DDR errichtet wurden (z.B. Plattenbautyp WBS70, Leipzig-Grünau, Grundfläche 50x12 m, Höhe 21 m). Jedoch wurde nicht der Blockverband von mehreren Bauten übernommen. Das zweite Modellgebiet lehnt sich in seiner Ausgestaltung an Einfamilienhäuser an, wie sie in jüngerer Zeit oft errichtet werden (Energiesparhäuser mit Flachdach, Grundfläche 8x8 m, Höhe 6 m; z.B. in Dresden-Friedrichstadt, Am Bramschkontor). Entsprechend der genannten Beispielflächen fällt der Baumanteil am gesamten Grünanteil für das Plattenbaugebiet höher aus als für das Einfamilienhausgebiet.

Die Simulationen wurden für sommerliche Verhältnisse durchgeführt wobei die Simulationszeit 48 h betrug und nur die Daten der zweiten 24 h ausgewertet wurden. Jedes der beiden ausgewerteten fiktiven Gebiete wurde horizontal in einem Raster von 5 m x 5 m aufgelöst. Die Höhe der Plattenbauten beträgt 21 m und die der Einfamilienhäuser 6 m. Als urbanes Grün werden für alle Varianten die Optionen Gras (50 cm Höhe) und Baum (10 m mit klar abgegrenzter Krone) initialisiert. Bei den meteorologischen Initialisierungswerten wurde auf Angaben von RINGAT (2013) zurückgegriffen. Weitere Angaben zur Größe der fiktiven Modellgebiete sowie Wind und Windrichtung enthält Tabelle 11. Für jedes Modellgebiet wurden verschiedene Varianten bezüglich der Verteilung des urbanen Grüns simuliert, wobei angestrebt wurde den Grünanteil an der Gesamtfläche möglichst konstant zu halten. Einen visuellen Eindruck gibt Abbildung 18 und grundlegende Angaben enthält Tabelle 12. Die thermische Belastung wurde anhand des UTCI (JENDRITZKY et al. 2009) analysiert.

Tab. 11: Konfiguration für die Modellierung der Projektgebiete

Projektgebiet	Rechengitter (x x y x z)	Domain	Initialwind in 10 m (Richtung/Geschwindigkeit)
Plattenbaugebiet	122x155x30	610m x 775m x 224m	247.5°/3,8 m s ⁻¹
Einfamilienhausgebiet	122x155x30	610m x 775m x 224m	247.5°/3.8 m s ⁻¹

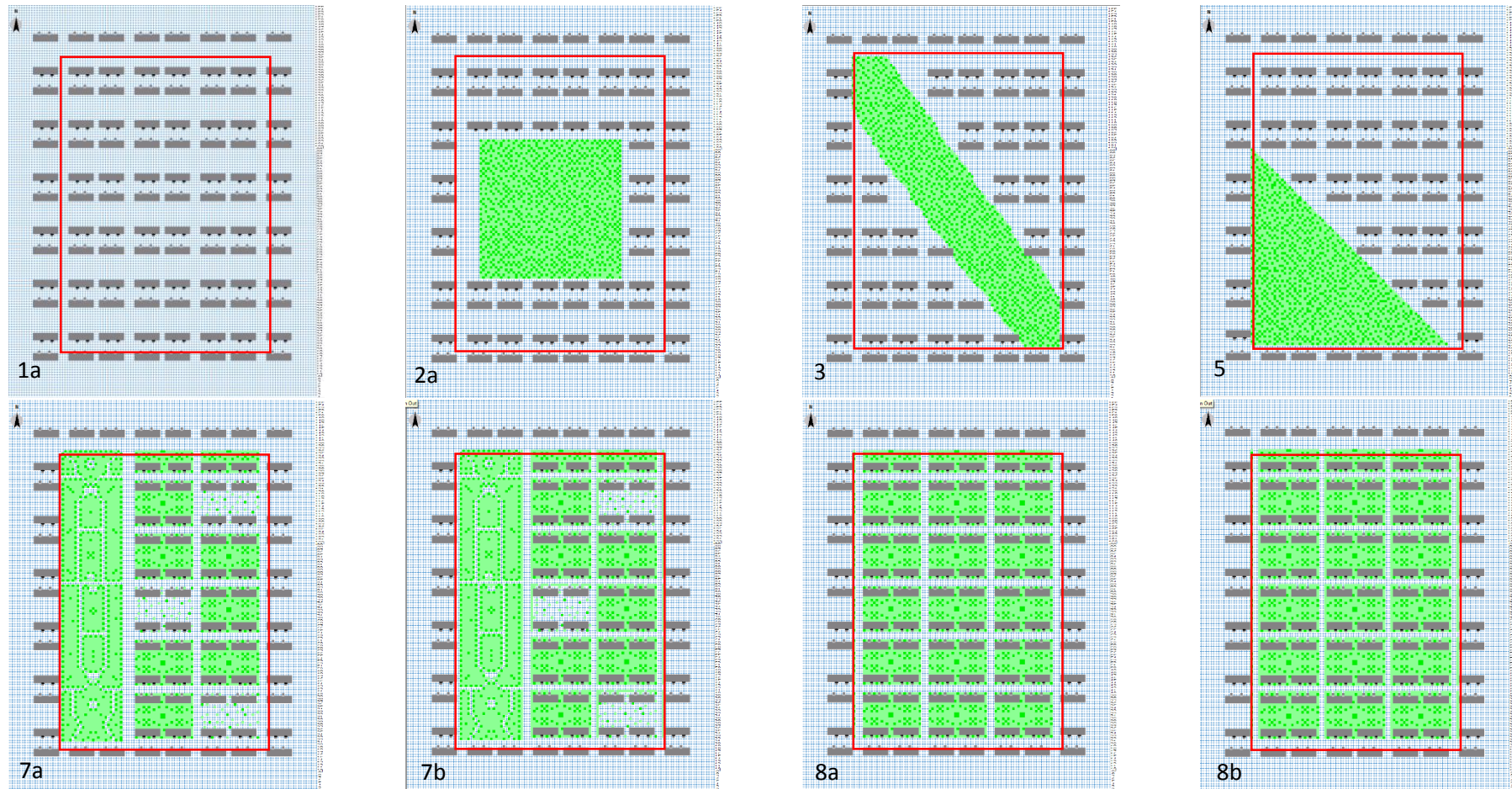


Abb. 18: Modellgebietsdateien für die Variantenrechnungen 1a, 2a, 3, 5, 7a, 7b, 8a und 8b (Plattenbaugebietsvarianten). Der rote Rahmen kennzeichnet jeweils das Gebiet, welches letztlich ausgewertet wurde. In der unteren linken Ecke ist die Nummer der betreffenden Variante angegeben. Weitergehende Informationen zu den Varianten finden sich in Tabelle 12. Eine hellgrüne Signatur kennzeichnet Grasflächen, dunkleres Grün Bäume und dunkelgrau Gebäude.

Tab. 12: Überblick über die simulierten Varianten hinsichtlich der Fragestellung wie urbanes Grün optimal verteilt sein sollte.

Nr.	Variantenbeschreibung	Siedlungstyp	Verhältnis Begrünt zu Bebaut
1	Brache (Referenz)	-	0,0
1a	Bebauung ohne jegliches urbanes Grün, nicht bebaute Flächen Brache	Plattenbauten	0,0
1c	Bebauung ohne jegliches urbanes Grün, nicht bebaute Flächen Brache	Einfamilienhäuser	0,0
2a	Grün zentral „quadratisch“	Plattenbauten	0,97
2c	Grün zentral „quadratisch“	Einfamilienhäuser	0,98
3	Grün kompakt und zentral als Grünstreifen quer zur Windrichtung	Plattenbauten	1,02
4	Grün kompakt und zentral als Grünstreifen in Windrichtung	Plattenbauten	1,02
5	Grün kompakt und zentral im Luv	Plattenbauten	1,01
6	Grün kompakt und zentral im Lee	Plattenbauten	1,02
7a	Grün zu 50% kompakt und zu 50% locker verteilt	Plattenbauten	1,04
7b	Grün zu 50% kompakt und zu 50% locker verteilt, aber mit engeren Straßen, gewonnenen Raum zur Begrünung genutzt	Plattenbauten	1,35
7c	Grün zu 50% kompakt und zu 50% locker verteilt	Einfamilienhäuser	1,00
7d	Grün zu 50% kompakt und zu 50% locker verteilt, aber mit engeren Straßen, gewonnenen Raum zur Begrünung genutzt	Einfamilienhäuser	1,51
8a	Grün zu 100% locker verteilt	Plattenbauten	1,04
8b	Grün zu 100% locker verteilt, aber mit engeren Straßen, gewonnenen Raum zur Begrünung genutzt	Plattenbauten	1,41
8c	Grün zu 100% locker verteilt	Einfamilienhäuser	1,00
8d	Grün zu 100% locker verteilt, aber mit engeren Straßen, gewonnenen Raum zur Begrünung genutzt	Einfamilienhäuser	1,58

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Aus der Fülle der Ergebnisse beschränken wir uns hier auf die Darstellung zum Zeitpunkt der maximalen Hitzebelastung (14 Uhr). Für die hier dargestellten deskriptiven Statistiken wurden Gitterpunkte mit Gebäudebebauung ausgeschlossen. Eine umfassende Darstellung findet sich in THIEL (2015).

EINFLUSS DER BEBAUUNG AUF DIE WÄRMEBELASTUNG

In einem ersten Schritt sollen die Auswirkungen der Bebauung selbst auf die Wärmebelastung in Bezug zu einer vormals unverbauten, unversiegelten Fläche (Variante 1, Brache) analysiert werden. Durch die Bebauung wird ein Teil der Fläche versiegelt und zugleich tritt der Schattenwurf der Gebäude hinzu. Dabei kommt es im Mittel zu einer Verminderung des UTCI um 14 Uhr um 0,7°C für das Plattenbaugebiet aufgrund der Verschattung. Obwohl auch bei der Einfamilienhaussiedlung der Schattenwurf zum Tragen kommt, wenn auch im verminderten Maße, ist hier eine Erhöhung des mittleren UTCI um 14 Uhr von 2,1°C zu verzeichnen. Die durch Schattenwurf entstehenden kühleren Bereiche können den, durch die thermischen Eigenschaften der Gebäude veränderten, Wärmehaushalt als auch die durch Einfamilienhäuser z.T. negativ veränderte Belüftungssituation nicht kompensieren (geringere Windgeschwindigkeiten).

VERÄNDERUNG DER WÄRMEBELASTUNG BEI EINFÜHRUNG EINER KOMPAKTEN GRÜNFLÄCHE UND UNTERSCHIEDLICHER LAGE DIESER IM MODELLGEBIET

Für alle anderen Varianten tritt neben den Wirkungen der Bebauung die klimatische Wirkung des urbanen Grün mit seinen unterschiedlichen Verteilungen in der Fläche hinzu. Zunächst sollen hier die Ergebnisse der eher theoretischen Varianten 2a, 2c, 3, 4, 5 und 6 in Referenz zu Variante 1 kurz dargestellt werden (Tab. 13) für den Zeitpunkt 14 Uhr (MEZ).

Tab. 13 Mittlere Differenzen in der Lufttemperatur (T_a) und dem UTCI zwischen den Varianten 2a, 2c, 3, 4, 5 sowie 6. In die Darstellung sind nur Gitterpunkte ohne Gebäudebebauung eingeflossen.

Variante	2a	2c	3	4	5	6
$T_{a,14\text{ Uhr}}$	-0,3	-0,1	-0,3	-0,3	-0,4	-0,8
$UTCI_{14\text{ Uhr}}$	-0,6	1,5	-0,7	-0,8	-0,6	-1,1

Zunächst fällt auf, dass die Einführung von urbanem Grün in den Modellflächen eine Reduzierung der Lufttemperatur gegenüber der Referenzvariante bewirkt. Betrachtet man den UTCI so fällt die Reduzierung zum Teil deutlicher aus. Die Ursache dafür ist, dass der UTCI vor allem von der Strahlungstemperatur bestimmt ist wobei auch die Windgeschwindigkeit (Abtransport von Wärme) als auch die Feuchte eine Rolle spielen. Allein von der Lufttemperatur lässt sich nicht auf die Änderung der thermischen Belastung schließen. Insgesamt zeigen die Ergebnisse eine im Mittel positive Wirkung der urbanen Vegetation an. Es sei angemerkt, dass die niedrigsten Werte für den UTCI allgemein im Schatten der Gebäude für das Plattenbaugebiet erreicht werden, während im Einfamilienhausgebiet die niedrigsten Werte in den Grünflächen erreicht werden.

Auffällig ist die Erhöhung des UTCI im Mittel um 1,5 °C gegenüber der Referenzvariante für die Variante 2c (Einfamilienhäuser mit zentralem urbanem Grün). Jedoch ist auch hier eine positive Wirkung des urbanen Grüns zu verzeichnen, da die thermische Belastung gegenüber der Variante 1c (Einfamilienhäuser ohne urbanes Grün, mittlere Differenz im UTCI zur Referenzvariante von 2,1°C) reduziert ist.

Bezüglich der Verteilung des urbanen Grüns in der Fläche hebt sich Variante 6 als positiv hervor. Dies mag zuerst überraschen, da man intuitiv Variante 5 eine bessere bioklimatische Wirkung zuschreiben möchte (Durchströmung eines kühleren Grünstreifens und Eintrag kühlerer Luft im Lee des Grünstreifens). Ursache ist hier, dass die Grünfläche im Anströmbereich von Plattenbauten umgeben ist (Abb. 18). Dies reduziert stark die Windstärke, sodass die Grünfläche mit geringerer Windgeschwindigkeit

durchlüftet wird. Somit erfahren die unmittelbar angrenzenden Bereiche im Lee nur geringe Windgeschwindigkeiten, welches den Abtransport von Wärme negativ beeinflusst. Insgesamt ist die Windgeschwindigkeit in vielen Bereichen für die Variante 5 kleiner als für die Variante 6 (Abb. 19). Es können positive wie negative Kanalisationswirkungen hinsichtlich der Windgeschwindigkeit auftreten in Abhängigkeit von vorhandener Querverbauung (Hauseingänge).

Allen diesen Varianten ist gemein, dass insbesondere in windberuhigten Bereichen ohne Schattenwurf die thermische Belastung höher sein kann als in der Referenzvariante. Gleichzeitig fallen Bereiche mit erhöhten Windgeschwindigkeiten mit einer Reduzierung der thermischen Belastung zusammen.

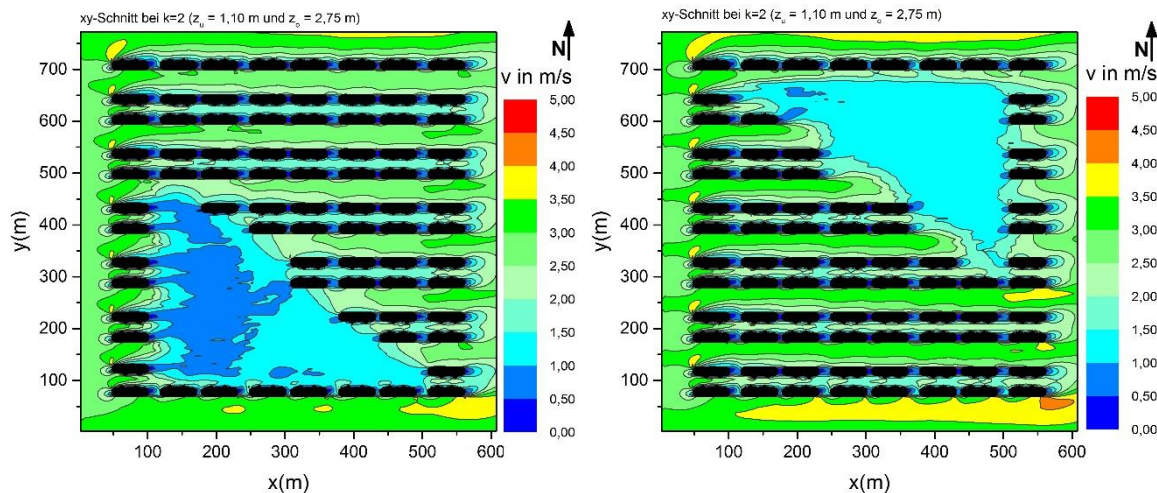


Abb. 19: Darstellung des Windgeschwindigkeitsfeldes für die Variante 5 (linkes Diagramm) und die Variante 6 (rechtes Diagramm). Dargestellt ist das gesamte Modellierungsgebiet und nicht nur das Auswertebereich (vgl. Abb. 18). Die Windrichtung am linken Einströmrand ist 247°.

VERÄNDERUNG DER WÄRMEBELASTUNG BEI LOCKERER VERTEILUNG DES URBANEN GRÜNS IM GESAMTEN MODELLGEBIET SOWIE AUFGRUND GERINGERER STRAßENBREITE ZUGUNSTEN EINES ERHÖHTEN GRÜNANTEILS

Die Varianten 7a und 8a (Plattenbaugebiet) sowie 7c und 8c (Einfamilienhausgebiet) stellen ebenfalls eine Betrachtung hinsichtlich der bioklimatischen Wirkung von urbanem Grün in Abhängigkeit von dessen Verteilung dar. Für alle diese vier Varianten wird weiterhin untersucht, wie sich eine Verringerung der Straßenbreite zugunsten einer Erhöhung des Grünanteils bioklimatisch auswirken würde (Varianten 7b und 8b bzw. 7d und 8d). Mittlere Werte der Differenzen zu der Referenzvariante (Variante 1) der Größen Lufttemperatur und UTCI um 14 Uhr gibt Tabelle 14.

Zunächst fällt das auf, dass alle Varianten zu einer Reduzierung der Lufttemperatur im Mittel gegenüber der Referenzvariante führen. Wie in den vorangegangenen Betrachtungen zeigt sich, dass die Änderung der Lufttemperatur allein nicht zwangsläufig Aussagen zur thermischen Belastung (UTCI) ermöglichen. Die thermische Belastung in den Varianten 7a (Plattenbaugebiet) und 7c (Einfamilienhausgebiet) ist gegenüber der Referenzvariante im Flächenmittel erhöht. Abb. 20 zeigt für die Variante 7a deutlich, dass die thermische Belastung insbesondere in Bereichen mit wenig Vegetation erhöht ist bzw. in Bereichen, die zum Zeitpunkt der Betrachtung nicht verschattet sind (z.B. Bereiche der Wege im östlichen Bereich im „Park“). Dies gilt grundsätzlich auch für die Einfamilienhausvariante 7c. Ursache für den im Mittel erhöhten UTCI ist hier zum einen die Vorgabe zur Verteilung des urbanen Grüns (siehe Tabelle 12) und

zum anderen eine unvorteilhafte Ausrichtung der Wege (z.B. im östlichen „Park“) hinsichtlich des Strahlungsexposition um die Mittagszeit und die frühen Nachmittagsstunden.

Tab. 14: Mittlere Differenzen der Lufttemperatur T_a und UTCI um 14 Uhr. Varianten mit erhöhtem Grünanteil bei Reduzierung der Straßenbreite sind grau hinterlegt. In die Darstellung sind nur Gitterpunkte ohne Gebäudebebauung eingeflossen.

	Plattenbaugebiet			Einfamilienhausgebiet				
Variante	7a	7b	8a	8b	7c	7d	8c	8d
T_a , 14 Uhr	-0,4	-0,5	-0,3	-0,4	-0,2	-0,3	-0,2	-0,4
UTCI _{14 Uhr}	0,3	0,1	-0,7	-0,9	2,3	2,0	1,7	1,4

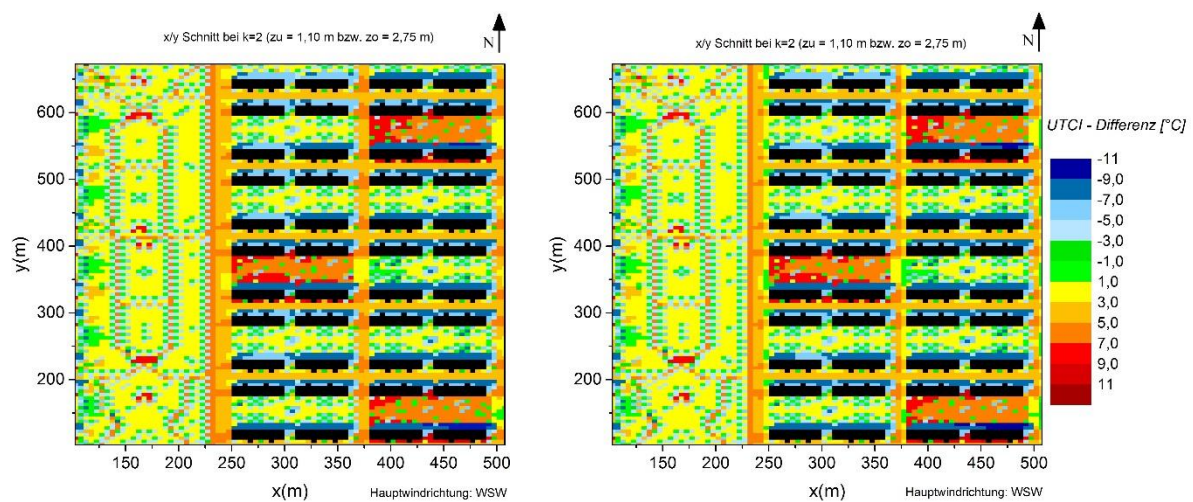


Abb. 20. Darstellung der UTCI-Differenz Variante 7a – Variante 1 (linke Darstellung) sowie der UTCI-Differenz Variante 7b – Variante 1 (geringere Straßenbreite als bei 7a, rechte Darstellung) um jeweils 14:00 Uhr. Dargestellt ist nur das Auswerteggebiet (vgl. Abb. 18). Schwarz dargestellt ist die Bebauung (Plattenbaugebiet). z_u bezieht sich auf die untere Grenze der betrachteten vertikalen Schicht und z_o auf die obere Grenze der betrachteten Schicht, k bezeichnet den Index dieser Schicht.

Abbildung 21 zeigt einen Vergleich der Änderung der Windgeschwindigkeit v und der mittleren Strahlungstemperatur (T_{mrt}) welche beide für die thermische Belastung relevant sind. Es fällt auf, dass für beide betrachteten Größen die Wertebereiche, bei einer Einführung von Bebauung (Variante 1a), gegenüber der Referenzvariante (Variante 1) aufgeweitet werden. Die Bedingungen werden variabler. Betrachtet man die Windgeschwindigkeit so zeigt sich, dass diese zum Teil geringer ist gleichzeitig aber auch Kanalisierungseffekte (Erhöhung der oberen Perzentile), die eine höhere Windgeschwindigkeiten bedingen, auftreten. Bei einer Einführung von urbanem Grün (50% des urbanen Grüns zusammengefasst in einem östlichen Park und 50% des urbanen Grüns locker verteilt) kommt es zu einer weiteren Reduzierung der Windgeschwindigkeit (erhöhte Rauigkeit). Dies bevorteilt die Akkumulation von Wärme in windarmen Bereichen aufgrund ungünstigerer Austauschbedingungen. Weiterhin sind für die Variante mit dem Plattenbaugebiet (Variante 7b) gewisse Kanalisierungseffekte gegenüber dem Einfa-

milienhausgebiet (Variante 7b) festzustellen. Dies ist vor allem in den größeren Gebäuden des Plattenbaugebiets begründet. Hinsichtlich der mittleren Strahlungstemperatur kommt es zu einer Verschiebung der oberen Perzentile in höhere Wertebereiche. Zum einen werden durch die Bebauung die thermischen Eigenschaften im betrachteten Gebiet verändert, die dies bedingen (z.B. Straßen), und zum anderen begünstigen niedrige Windgeschwindigkeiten die Akkumulation von Wärme und somit ebenfalls höhere Strahlungstemperaturen. Gleichzeitig kommt es auch zu einer Verringerung der T_{mrt} aufgrund von Verschattung. Dies ist für das Plattenbaugebiet mehr ausgeprägt aufgrund des größeren Schattenwurfs der höheren Gebäude und des größeren Anteils an Bäumen am gesamten Grün. (siehe Allgemeine Einführung und Parametrisierung).

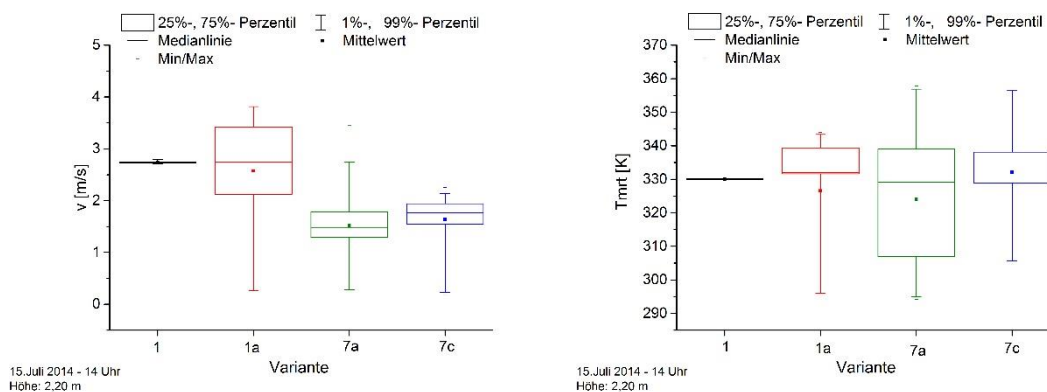
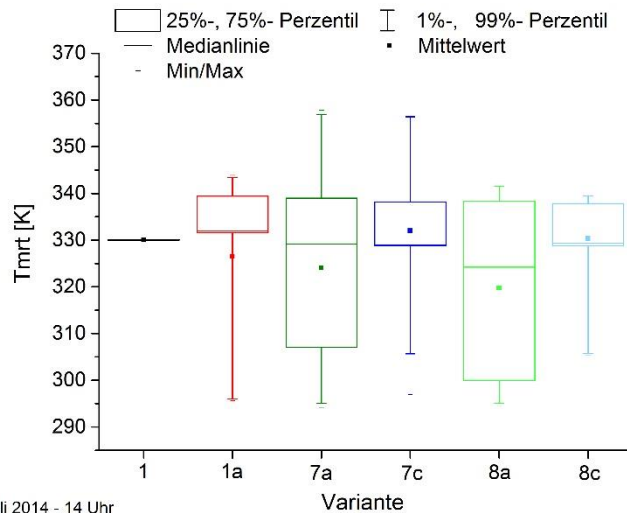


Abb. 21: Vergleich der Verteilungen der Windgeschwindigkeit, der mittleren Strahlungstemperatur und der spezifischen Feuchte für die Varianten 1, 1a, 7a (Plattenbaugebiet) und 7c (Einfamilienhausgebiet). Dargestellt sind nur die Werte des jeweiligen Auswertgebietes (vgl. Abb. 18). In die Darstellung sind nur Gitterpunkte ohne Gebäudebebauung eingeflossen.

Werden nun für die Varianten 7a (Plattenbaugebiet) und 7c (Einfamilienhausgebiet) die Straßen eingengt und der gewonnene Platz begrünt (dichtes Gras, Höhe 50 cm), so zeigt sich das hiervon für beide Modellgebiete eine positive, wenn auch sehr geringe, Wirkung ausgeht. Die thermische Belastung verändert sich im Mittel nur sehr wenig. Diese Veränderung ist auf die unmittelbare Umgebung der zusätzlich eingefügten Grünstreifen beschränkt und zeigt sich am deutlichsten auf der Westseite der von Süden nach Norden verlaufenden Straßen, welche durch zusätzliche Begrünung am Straßenrand verändert wurden (Abb. 20, rechte Graphik). Die Windgeschwindigkeit wird unmittelbar an den eingefügten Grünstreifen reduziert (erhöhte Rauigkeit), während im Straßenraum der Ost-West verlaufenden Straßen eine geringfügige Erhöhung festzustellen ist. Die positiven Effekte der eingefügten Grünstreifen resultieren also mehrheitlich aus leichten Veränderung der Windverhältnisse, weniger aus einer Veränderung der Strahlungsexposition (kaum relevanter Schattenwurf des eingefügten Grünstreifens). Die Feuchte- als auch die mittlere Strahlungstemperatur unterscheiden sich ebenfalls nur sehr geringfügig.

In den Varianten 8a und 8b (Plattenbausiedlung) und 8c und 8d (Einfamilienhausiedlung) ist nun das gesamte Grün locker verteilt worden. Die Varianten 8b (Plattenbausiedlung) und 8d (Einfamilienhausiedlung) stellen hierbei die Varianten dar bei denen, zugunsten eines erhöhten Grünanteils, die Straßen verengt wurden. Gegenüber der Referenzvariante sind für die Varianten 8a-8d ähnliche Veränderungen der Lufttemperatur im Mittel festzustellen wie für die Varianten 7a – 7d. Dem gegenüber fallen die Veränderungen im UTCI gegenüber der Referenzvariante für die Varianten 8a-8d deutlicher aus (Tab. 14). Ursache ist hier vornehmlich eine Veränderung der Strahlungstemperatur (Abb. 22), die maßgeblich

den UTCI bestimmt (Verschiebung der oberen Perzentile in niedrigere Wertebereiche, Aufweitung des Interquartilabstands zwischen 25%-Perzentil und 75%-Perzentil). Diese Reduzierung fällt für das Plattenbaugebiet stärker aus.



15. Juli 2014 - 14 Uhr
Höhe: 2,20 m

Abb. 22: Vergleich der mittleren Strahlungstemperatur für die Varianten 1, 1a, 7a und 8a (Plattenbaugebiet) sowie 7c und 8c (Einfamilienhausgebiet). Dargestellt sind nur die Werte des jeweiligen Auswertebereiches (vgl. Abb. 18) In die Darstellung sind nur Gitterpunkte ohne Gebäudebebauung eingeflossen.

Bei der Windgeschwindigkeit ist für das Plattenbaugebiet eher eine geringe Reduzierung und für das Einfamilienhausgebiet eine leichte Erhöhung im Mittel zu verzeichnen. Die spezifischen Feuchten sinken für nur leicht für die städtebaulich unterschiedlichen Gebiete (Plattenbaugebiet bzw. Einfamilienhausgebiet).

Betrachtet man die Darstellung des UTCI in der Fläche so nehmen Flächen, die eine hohe thermische Belastung darstellen, bei einer lockeren Verteilung des urbanen Grüns ab (Abb. 22 und Abb. 23). Vom stadtklimatischen Standpunkt bedeutet dies, dass eine lockere Verteilung des urbanen Grüns einer einzelnen kompakten Grünfläche bzw. nur wenigen kompakten Grünflächen vorzuziehen ist.

Die Verengung der Straßen zugunsten einer Erhöhung des Grünanteils (Variante 8b, Plattenbaugebiet; Variante 8d, Einfamilienhausgebiet) führt, ebenfalls wie bei den Varianten 7b (Plattenbaugebiet) und 7d (Einfamilienhausgebiet), nur zu einer leichten Reduzierung der thermischen Belastung. Hier gelten grundsätzlich, die in dem entsprechenden Absatz bezüglich der Varianten 7b und 7d diskutierten Kausalitäten.

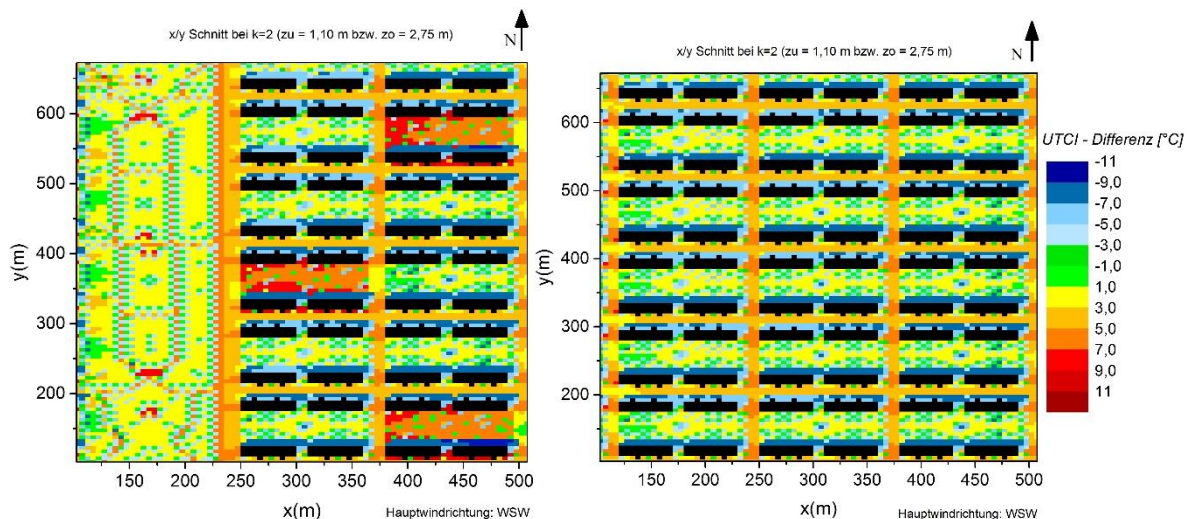


Abb. 23: Darstellung der UTCI-Differenz Variante 7a – Variante 1 (linke Darstellung) sowie der UTCI-Differenz Variante 8a – Variante 1 (rechte Darstellung) um jeweils 14:00 Uhr. Dargestellt ist nur das Auswertebiet (vgl. Abb. 18). Schwarz dargestellt ist die Bebauung (Plattenbaugebiet). z_u bezieht sich auf die untere Grenze der betrachteten vertikalen Schicht und z_o auf die obere Grenze der betrachteten Schicht, k bezeichnet den Index dieser Schicht.

METHODENKRITIK

Aufgrund der Eigenschaften des hier verwendeten Stadtklimamodells sind die erhaltenen Simulationsdaten nur für strahlungsreiche, wind-arme Tage repräsentativ.

Bei den Simulationen wurde mit der Annahme eines wolkenfreien Himmels gearbeitet. Die im Modell verwendete Globalstrahlung ist keinem tatsächlich gemessenen Wert angepasst (Solaradjust=1). Es kann demnach zu Überschätzungen der simulierten absoluten mittleren Strahlungstemperatur (T_{mrt}) kommen (THIEL 2014). Daher werden die simulierten absoluten Werte des UTCI zwar in ihrer Differenz zueinander betrachtet, für die erstellten Modellgebiete jedoch nicht als repräsentativ für einen typischen Hochsommertag angesehen.

Der Tagesgang der Temperatur wird in dem verwendeten Stadtklimamodell nur gedämpft im Vergleich zu tatsächlichen gemessenen Werten simuliert. Daher wird diese ebenfalls nur als Differenz ausgewertet bzw. als Absolutwert lediglich genannt. Die tatsächlichen Temperaturmaxima werden durch die Simulation mit der hier verwendeten Programmversion unterschätzt.

Weiterhin wird im Modell von einer ausreichenden Feuchteversorgung ausgegangen, d.h. mögliche Trockenstresssituationen oder Wassermangel kann nicht ausreichend abgebildet werden. So würde eine trockenere Brache extremere klimatische Bedingungen erfahren. Dies gilt auch für die hier betrachteten geschaffenen Modellgebiete.

Aufgrund der gewählten Auflösung ist eine Darstellung aller baulichen Elemente nicht möglich. So können beispielsweise die klimatischen Wirkungen der umgebenden Mauern von Einfamilienhausgrundstücken zur Straße hin nicht miterfasst werden. Weiterhin sind Plattenbauten häufig in Verbänden rechtwinklig zu einander angeordnet wodurch gegebenenfalls negative Belüftungssituationen entstehen können.

ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die dargestellten Ergebnisse zeigen einen positiven Einfluss des urbanen Grüns auf die bioklimatischen Bedingungen einer Stadt an. Wenn ein zuvor unbegrüntes bebautes urbanes Gebiet mit urbanem Grün aufgewertet wird, so stellen sich die thermischen Bedingungen insgesamt variabler dar wobei vermehrt Bereiche geschaffen werden können mit einer verminderten thermischen Belastung. Bei einem vorgegebenen Verhältnis von bebaut zu begrünt werden die geringsten thermischen Belastungen in großen zusammenhängenden Gebieten urbanen Grüns mit Baumbeständen erreicht. Jedoch fehlt dadurch in anderen Bereichen der Fläche die mildernde Wirkung des urbanen Grüns. In diesen Gebieten führt dies zu höheren thermischen Belastungen. Die Erreichbarkeit der klimatisch günstigeren Grünfläche kann dann nur vermehrt über Wege erfolgen auf denen der Fußgänger einer hohen thermischen Exposition ausgesetzt ist. Aus stadtplanerischer Sicht ist daher die Erreichbarkeit z.B. eines urbanen Waldes bei möglichst geringer thermischer Belastung zu beachten, da dies für die thermische Behaglichkeit ein wichtiger Aspekt ist (MATHEY et al. 2012).

Eine lockere Verteilung von urbanem Grün ermöglicht eine Verringerung der thermischen Belastung in vielen Bereichen. Diese Verringerung fällt jedoch geringer aus als mögliche erreichbare Verringerungen in großen zusammenhängenden Grünflächen mit Bäumen. Dieses Ergebnis steht im Einklang mit den Aussagen von SHASHUA-BAR UND HOFFMAN (2000), die eine hohe Anzahl von kleineren Grünanlagen favorisieren. Dies unterstreichen ebenfalls die Arbeiten von SAITO et al. (1990/91) sowie von HONJO UND TAKAKURA (1990/91). MAYER (1990; zitiert in TYRVÄINEN et al. 2005) verbindet ebenfalls ein optimales Stadtklima mit unterschiedlichen mikroklimatischen Bedingungen, wobei klimatische Extreme vermieden werden.

Der Vergleich der beiden Modellgebiete (Plattenbaugebiet mit höheren Gebäuden sowie einer höheren Anzahl von Bäumen vs. Einfamilienhausgebiet mit niedrigeren Gebäuden und geringerer Anzahl von Bäumen) hebt die klimatische positive Wirkung des Schattenwurfs höherer Gebäude als auch den Wert schattenspendender Bäume hervor. Aus stadtklimatischen Aspekten sind daher große (ältere) Bäume mit ausgeprägter Krone zu erhalten und ein hoher Anteil an Bäumen anzustreben. Vor allen aus Gründen der geringer ausgeprägten Schattenwürfe, ist das Einfamilienhausgebiet in der Tendenz klimatisch leicht benachteiligt.

Um klimatische Extreme zu mindern, sollte die Ausrichtung von Straßen so gewählt werden, dass diese zu Zeiten hoher Strahlungsexposition eher beschattet sind, wobei die Belüftung nicht negativ beeinflusst sein sollte. Bei vorhandenen schattenwerfenden Gebäuden sollte die Wegführung so geplant werden, dass sie hausnah in den Schattenbereichen erfolgt.

Gebäude beeinflussen generell die Belüftung. Allgemein können Gebäude den Austausch einschränken, wenn sie quer zur Windrichtung stehen und somit Wärmestau bevorteilen. Höhere und längere Gebäude können je nach Ausrichtung zum Wind Kanalisierungseffekte oder auch das Entstehen windberuhigter Bereiche bevorteilen. Dies wird am Vergleich der beiden unterschiedlichen Modellgebiete deutlich.

Für die klimatische Wirkung einer Grünfläche ist weiterhin die Durchströmbarkeit der Grünfläche selbst (nicht zu dicht; siehe auch u.a. SHASHUA-BAR UND HOFFMAN 2000; STÜLPNAGEL 1987) als auch die umgebende Bebauung mitentscheidend. Die umgebende Bebauung soll die Durchlüftung nicht einschränken (siehe Abb. 19 sowie u.a. SHASHUA-BAR UND HOFFMAN 2000; STÜLPNAGEL 1987).

Die Verringerung der Straßenbreite zugunsten eines erhöhten Grünanteils führte für beide Modellgebiete nur zu marginalen lokal beschränkten Effekten. Die Ergebnisse deuten jedoch eine positive Wirkung an (Minderung der thermischen Belastung). Aus stadtklimatischer Sicht ist daher eine Erhöhung des Anteils des urbanen Grüns vorteilhaft.

1.4.9.3 Einfluss von Dachbegrünung auf die thermische Belastung von Passanten auf Fußgängerniveau

ALLGEMEINE EINFÜHRUNG UND PARAMETRISIERUNG

Die verschiedenen klimatischen Wirkungen die von Dachbegrünung ausgehen, sind kurz im Abschnitt 1.4.7 ausgeführt worden. Beispielhaft wurden für eine innerstädtische Fläche in Dresden (Wiener Platz am Hauptbahnhof Dresden) die Wirkungen unterschiedlicher Dachbegrünungen für dieses Gebiet modelliert. Dabei wurde besonderes Augenmerk auf die klimatische Wirkung im Fußgängerniveau gelegt. Es kam wiederum das mikroskalige dreidimensionale Klimamodel ENVI-met 3.1 (BRUSE 1999; BRUSE UND FLEER 1998; siehe auch Tabelle 19) zum Einsatz.

Die meteorologischen Initialdaten wurden von RINGAT (2013) übernommen wobei es sich um einen Tag im Hochsommer handelt.

Für das Modellgebiet wurde eine horizontale Auslösung von 5m x 5 m gewählt. Eine geringere horizontale Auflösung war aufgrund numerischer Probleme nicht möglich. Abb. 24 zeigt die Darstellung des Modellgebiets in der x-y-Ebene zusammen mit den gewählten Rezeptorpunkten für eine detailliertere Auswertung. Die Rezeptorpunkte wurden entlang typischer Laufstrecken gewählt. Die Höhe jeder vertikalen Gitterzelle steigt ab $z=1.10$ m um 12% an. Weitere Information zur Konfiguration enthält Tabelle 15. Eine detaillierte Darstellung der gesamten Modelleinstellungen gibt THIEL (2015).

Neben der klimatischen Wirkung von Dachbegrünung wurde vergleichend auch der Einfluss einer anderen Gebäudewand- sowie Dachalbedo untersucht. Insgesamt wurden für das Modellgebiet 9 verschiedene Varianten simuliert, die Variation in der Art der Dachbegrünung einschließen (extensive Dachbegrünung vs. intensive Dachbegrünung). Tabelle 16 gibt hierzu einen Überblick. Die Gebäudehöhen variieren im Auswertebereich (Abb. 24) zwischen 10 m und knapp 50 m.

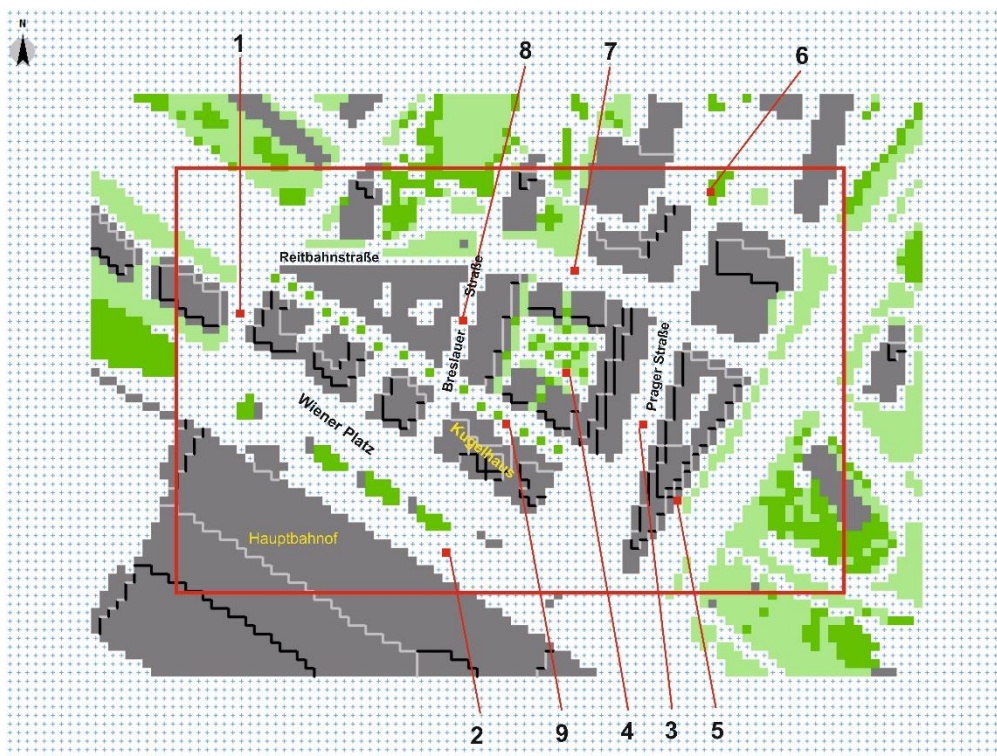


Abb. 24: Darstellung des Modellgebiets Wiener Platz in der x-y-Ebene (Modellgebiet für Variante 3). Rote Kästchen: Rezeptorpunkte für detaillierte Auswertung; roter Rahmen: Auswertungsgebiet; helles Grün: Gras (50 cm Höhe), dunkles Grün: Bäume (10 m).

Tab. 15: Konfiguration für die Modellierung der Projektgebiete

Projektgebiet	Rechengitter (x x y x z)	Domain	Initialwind in 10 m (Richtung/Geschwindigkeit)
Wiener Platz Dresden	117x88x25	585m x 440m x 147m	247.5°/3,8 m s ⁻¹

Für die Varianten 2b-7 wurden dabei, die im ENVI-met zur Verfügung stehenden, Pflanzendateien genutzt. In der Variante 8 wurden angepasste Pflanzendaten verwendet, wo davon ausgegangen wird, dass diese das Dachgrün realistischer abbilden. Die Varianten unterscheiden sich darüber hinaus in ihrer Albedo der Gebäudedächer und -wände von der Standardeinstellung (0.3) (Varianten 2a und 2b: 0.8) sowie dem Anteil der Dächer die begrünt wurden (Variante 7).

Für die Beurteilung der thermischen Belastung wird der UTCI genutzt (siehe Tab. 10).

Tab. 16: Überblick über die mit ENVI-met simulierten Varianten.

Nr	Bezeichnung	Albedo Gebäude- wände Gebäudedä- cher	Modellierung urbanes Grün	
			Straßenniveau	Dach
1	Bebauung ohne urbanes Grün	0.3	-	-
2a	Bebauung ohne urbanes Grün und einer Gebäudewand- und Dachalbedo von 0.8	0.8	-	-
2b	Bebauung mit urbanem Grün und einer Gebäudewand- und Dachalbedo von 0.8	0.8	Gras (50 cm Höhe) Baum (10 m Höhe)	-
3	Bebauung mit urbanem Grün	0.3	Gras 50 cm Höhe Baum (10 m Höhe)	-
4	Bebauung mit urbanem Grün, Extensivbegrünung aller begrünbaren Dächer	0.3	Gras (50 cm Höhe) Baum (10 m Höhe)	Extensivbegrünung Gras (50 cm Höhe)
5	Bebauung mit urbanem Grün und Intensivbegrünung aller begrünbarer Dachflächen	0.3	Gras (50 cm Höhe) Baum (10 m Höhe)	Intensivbegrünung Gras (50 cm Höhe) Hecke (2m Höhe) Baum (10 m Höhe)
6	Bebauung mit urbanem Grün und mit Extensivbegrünung aller Dachflächen unter 20 m Gebäudehöhe	0.3	Gras (50 cm Höhe) Baum (10 m Höhe)	Extensivbegrünung Gras (50 cm Höhe)
7	Bebauung mit urbanem Grün und mit Intensivbegrünung realistisch begrünbarer Dachflächen&	0.3	Gras (50 cm Höhe) Baum (10 m Höhe)	Intensivbegrünung Gras (50 cm Höhe) Hecke (2m Höhe) Baum (10 m Höhe)
8	Bebauung mit urbanem Grün und Intensivbegrünung aller begrünbarer Dachflächen§	0.3	Gras (50 cm Höhe) Baum (10 m Höhe)	Intensivbegrünung Sedum (10 cm Höhe) <i>Stachys byzantina</i> (2 m Höhe) Baum (3 m Höhe)

[§]Auswahl Pflanzendatei, die einer Extensivbegrünung am nächsten kommt, entspricht eher einer einfachen Intensivbegrünung;

[&]d.h. ohne Terrassen und Vordächer;

[§]mit veränderten Pflanzendaten in Bezug auf die Dachbegrünung im Vergleich zu Variante 5

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Im folgendem erfolgt eine Darstellung der Ergebnisse zum Zeitpunkt der maximalen Hitzebelastung (14 Uhr) in Fußgängerniveau (xy-Schnitt bei $k=2$, Modellhöhe z_2 mit unterem Rand bei $z=1.10$ m und oberem Rand bei $z=2.75$ m). Die jeweiligen Varianten werden in Referenz zu Variante 1 (ohne jegliches Grün) und in Referenz zu Variante 3 (mit urbanem Grün aber ohne Dachbegrünung) betrachtet. Für die hier dargestellten deskriptiven Statistiken wurden Gitterpunkte mit Gebäudebebauung ausgeschlossen. Eine umfassende Darstellung sowie weitere Ergebnisse finden sich in THIEL (2015).

EINFLUSS DER DACHBEGRÜNUNG AUF DIE THERMISCHE BEHAGLICHKEIT IN FUßGÄNGERNIVEAU

Bei einer Implementierung von Dachbegrünung bzw. einer erhöhten Dachalbedo, lassen sich nur minimale Veränderungen in der thermischen Behaglichkeit in der Modellhöhe z_2 (Fußgängerniveau) über das gesamte Modellgebiet feststellen. Dies gilt für die Betrachtung in Referenz zu Variante 1 (Bebauung ohne jegliches Grün) als auch in Referenz zu Variante 3 (Bebauung mit urbanem Grün, aber ohne Dachbegrünung). Die hierzu ermittelten Differenzen sind in Abb. 25 dargestellt. Da die Änderungen sich graphisch nur wenig hervorheben, sind einige der dargestellten statistischen Werte nochmal in Tabelle 17 aufgeführt.

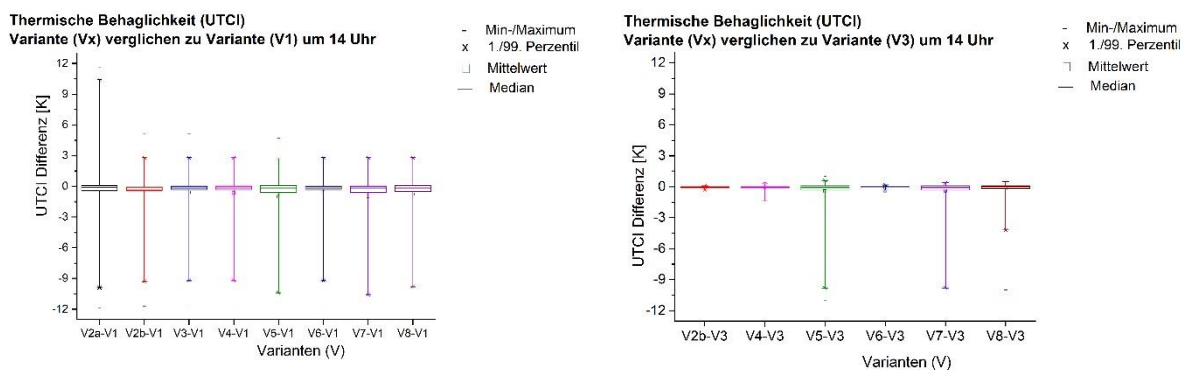


Abb. 25: Linkes Diagramm: Differenzen der simulierten UTCI in K in Fußgängerniveau (Modellhöhe z_2) für die Varianten 2-8 in Referenz zu Variante 1 (Bebauung ohne jegliches Grün); Rechtes Diagramm: entsprechende Differenzen für die Varianten 2b-8 in Referenz zu Variante 3 (Bebauung mit urbanem Grün aber ohne Dachbegrünung).

Wird nur die Dachalbedo verändert und kein Grün implementiert, so ändert sich der UTCI in einer größeren Bandbreite als für die anderen Varianten. Bemerkenswert ist, dass hier höhere Maximalwerte hinsichtlich der thermischen Belastung erreicht werden als für die Varianten mit Begrünung. Sehr wahrscheinlich ist hier die Ursache die erhöhte Albedo, wodurch unter ungünstigen Bedingungen der Strahlungsinpust an bestimmten Orten erhöht sein kann. Weiterhin kann ein Effekt der gewählten horizontalen Auslösung nicht ausgeschlossen werden, da sich Bereiche mit erhöhtem UTCI auch in „Gebäudeecken“ liegen, die sich durch die Rasterung ergeben. Bei Implementierung von urbanem Grün werden die maximalen thermischen Belastungen wieder reduziert. Bei bereits vorhandenem urbanem Grün können bei einer zusätzlichen Erhöhung der Dachalbedo (Variante 2b vs. Variante 3b) für das betrachtete Gebiet in Fußgängerniveau keine positiven Effekte festgestellt werden.

Tab. 17: Statistische Werte für die Differenzen im UTCI in K um 14:00 Uhr in Referenz zu Variante 1 (Bebauung ohne jegliches Grün) sowie in Referenz zu Variante Vx – Variante 3 (Bebauung mit urbanem Grün aber ohne Dachbegrünung).

	Variante Vx – Variante 1								Variante Vx – Variante 3					
Vx	2a	2b	3	4	5	6	7	8	2b	4	5	6	7	8
MW	-0,1	-0,7	-0,6	-0,6	-1,0	-0,60	-1,0	-0,8	-0,1	0	-0,4	0	-0,4	-0,2
SD	3,0	2,2	2,1	2,2	2,7	2,1	2,6	2,3	0,1	0,2	1,7	0,1	1,6	0,9
Min	-11,9	-11,7	-11,6	-11,6	-11,4	-11,6	-11,5	-11,4	-0,4	-3,1	-11	-0,5	-11,3	-10
Med	-0,1	-0,3	-0,2	-0,2	-0,2	-0,2	-0,2	-0,2	-0,1	0	-0,1	0	-0,1	0
Max	11,6	5,1	5,1	5	4,7	5	5	4,9	0,1	0,4	1	0,3	0,9	0,9

MW... Mittelwert, SD... Standardabweichung, Min... Minimum, Med... Median, Max... Maximum

Als geringfügig vorteilhaft heben sich die Varianten 5, 7 und 8 leicht hervor. Dies sind die Varianten mit Intensivbegrünung. Bei bereits vorhandener urbaner Vegetation (d.h. in Bezug auf Variante 3) bewirken diese Varianten ebenfalls eine geringe Verbesserung. Im Flächenmittel reduzieren sich die UTCI-Werte für diese Varianten kaum merklich um 0.2°C (Variante 8) bzw. 0.4°C (Varianten, 5 und 7) gegenüber der Variante 3 (Bebauung mit urbanem Grün ohne Dachbegrünung). Lokal begrenzt können deutlich größere Reduzierungen auftreten (bis zu – 11,0°C). Einen Eindruck über die flächenhafte Verteilung gibt Abb. 26. Hierbei wird auch deutlich, dass die Reduzierung des UTCI für die meisten

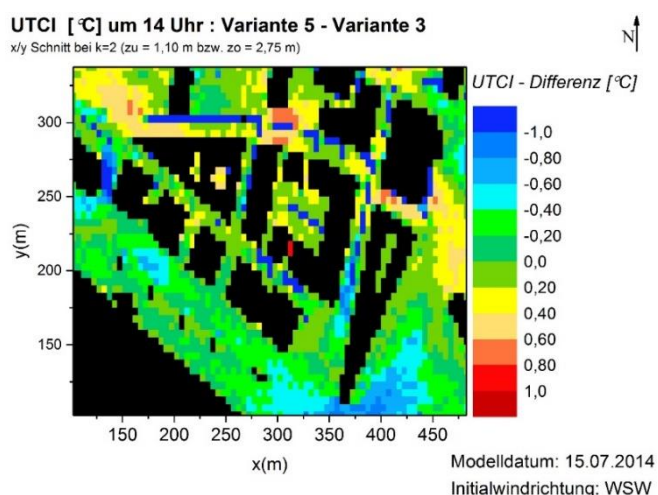


Abb. 26: Auswirkung urbaner Begrünung auf die thermische Behaglichkeit um 14:00 Uhr an einem Hochsommerstag. Dargestellt ist die Differenz Variante 5 (Bebauung mit urbanem Grün und intensiver Dachbegrünung) – Variante 3 (Bebauung mit urbanem Grün ohne Dachbegrünung).

Gitterpunkte in Fußgängerniveau gering ist und es ebenfalls Bereiche gibt, wo sich der UTCI leicht negativ entwickelt. Betrachtet man vergleichend zu Abb. 26 die entsprechenden Abbildungen zur Änderung der mittleren Strahlungstemperatur (Abb. 27) und zur Änderung der Windgeschwindigkeit (Abb. 28), so wird deutlich, dass eine Verringerung des UTCI in windberuhigten Bereichen eher mit einer Reduzierung der T_{mrt} zusammenfallen und in windexponierten Bereichen eher mit einer Erhöhung der Windgeschwindigkeit. Zu einer Akkumulation von Wärme kommt es insbesondere am Gitterpunkt mit den Koordinaten $x=315m$ und $y=220 m$, der aufgrund der horizontalen Auflösung von Gebäudegitterpunkten

und Heckengitterpunkten vollständig umgeben ist. Dieser Effekt ist für Intensivbegrünung am stärksten ausgeprägt.

Für die Varianten mit extensiver Dachbegrünung (Varianten, 4 und 6) zeigt sich im Flächenmittel keine Reduzierung des UTCI gegenüber der Variante 3 (Bebauung mit urbanem Grün aber ohne Dachbegrünung). Eine geringfügige Reduzierung des UTCI kann hier nur für wenige Gitterpunkte verzeichnet werden (maximale Reduzierung: $-3,1^{\circ}\text{C}$ bzw. $-0,5^{\circ}\text{C}$ für die Varianten 4 bzw. 6). In anderen Bereichen wird der UTCI hingegen geringfügig erhöht.

DARSTELLUNG DER WIRKUNGEN DER DACHBEGRÜNUNG AUF EINFLUSSFAKTOREN DER THERMISCHEN BEHAGLICHKEIT

Insgesamt bessert sich die thermische Behaglichkeit von Passanten auf Fußgängerniveau durch die Implementierung von Dachbegrünung nur geringfügig. Die deutlichsten Effekte gehen hierbei von intensiver Dachbegrünung aus. Die Ursachen hierfür sollen flächenhaft und anhand der Rezeptorpunkte 1 und Rezeptorpunkt 4 für die Varianten 4 und Variante 5 näher dargestellt werden. Dabei stehen die Größen, die den UTCI beeinflussen im Mittelpunkt (mittlere Strahlungstemperatur [T_{mrt}], Windgeschwindigkeit [v] und spezifische Feuchte [q]). Als Bezugsvariante dient in den folgenden Ausführungen die Variante 3 (Bebauung ohne urbanes Grün).

EINFLUSSGRÖSSE MITTLERE STRAHLUNGSTEMPERATUR

Die mittleren Strahlungstemperaturen werden lokal um bis zu $-12,2^{\circ}\text{C}$ unterschritten bei extensiver Dachbegrünung. Bei intensiver Dachbegrünung reduziert sich die mittlere Strahlungstemperatur um bis zu $-44,5^{\circ}\text{C}$ aufgrund von Schattenwirkungen. Dies wirkt sich entsprechend auf den UTCI aus, da die T_{mrt} den größten Einfluss auf den UTCI ausübt (z.B. RINGAT 2012, THIEL 2014). Insbesondere in den Bereichen im Windschatten der Dachbegrünung entlang der Seitenstraße (Reitbahnstraße) im oberen Drittel des Auswertgebietes wird dieser Effekt sichtbar (Abb. 27).

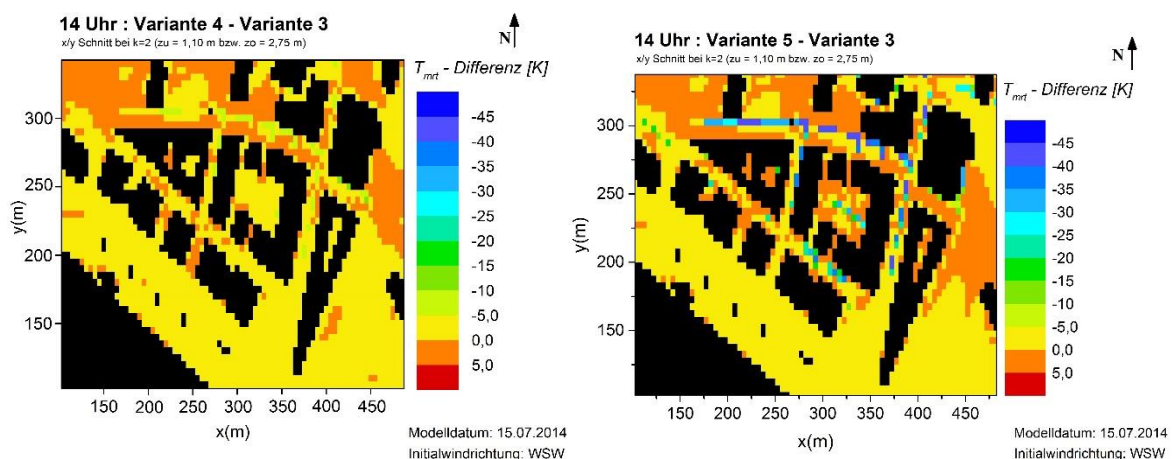


Abb. 27: Änderung der mittleren Strahlungstemperatur bei Implementierung von extensiver Dachbegrünung (Variante 4, linke Graphik) und intensiver Dachbegrünung (Variante 5, rechte Graphik) in Bezug zur Variante 3.

EINFLUSSGRÖSSE WIND

Aufgrund von intensiver Dachbegrünung kommt es neben veränderten Strahlungsverhältnissen auch zu veränderten Windverhältnissen (DDV 2016). Zum einen ändern sich die Windrichtungen aber auch die Windgeschwindigkeiten in Fußgängerniveau. Die Windrichtungen ändern sich insbesondere entlang der Reitbahnstraße und im Innenhof der geplanten neuen Wohnanlage. Für die Windgeschwindigkeiten kommt es allgemein zu einer geringen Zunahme in Bereichen, die nicht im Windschatten liegen. Dies etwas deutlicher ausgeprägt für die Variante der intensiven Dachbegrünung (Variante 5) (Abb.28).

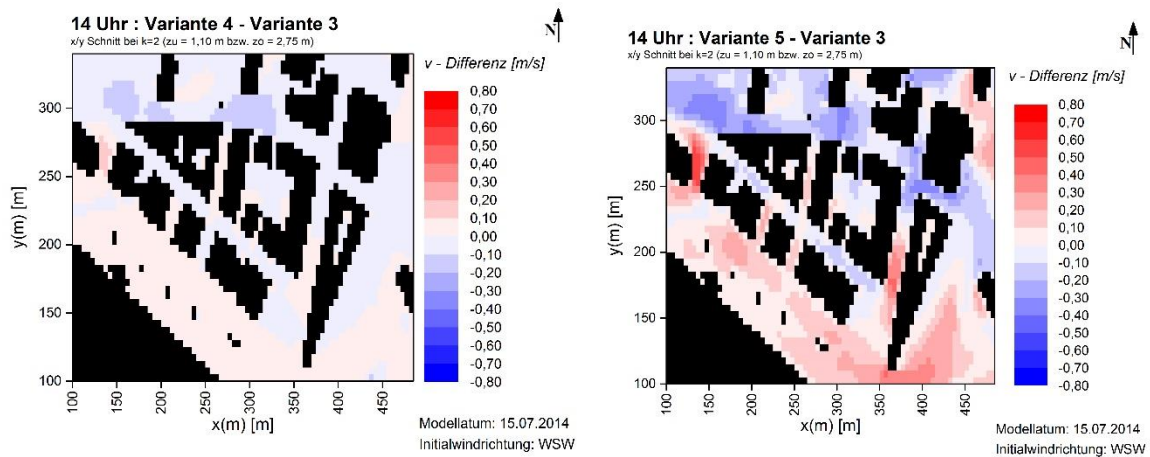


Abb. 28: Veränderung der Windgeschwindigkeit v in den Varianten 4 (extensive Dachbegrünung, linke Darstellung) und 5 (intensive Dachbegrünung, rechte Darstellung) gegenüber Variante 3 (Bebauung mit urbanem Grün ohne Dachbegrünung).

EINFLUSSGRÖßE LUFTFEUCHTIGKEIT

Bei Implementierung von Dachbegrünung sind die Änderungen der Luftfeuchte für die hier näher betrachteten Varianten 4 und 5 in Referenz zu Variante 3 vernachlässigbar klein. Im Flächenmittel ändert sich bei der Variante 5 die spezifische Feuchte um $0,05 \text{ g kg}^{-1}$ ($g_{\text{Wasser}}/kg_{\text{Luft}}$). Für die Varianten mit extensiver Dachbegrünung fallen die Änderungen im Flächenmittel gegenüber der Referenz noch eine Größenordnung kleiner aus. Insgesamt ist die keine kühlende Wirkung einer veränderten Luftfeuchte

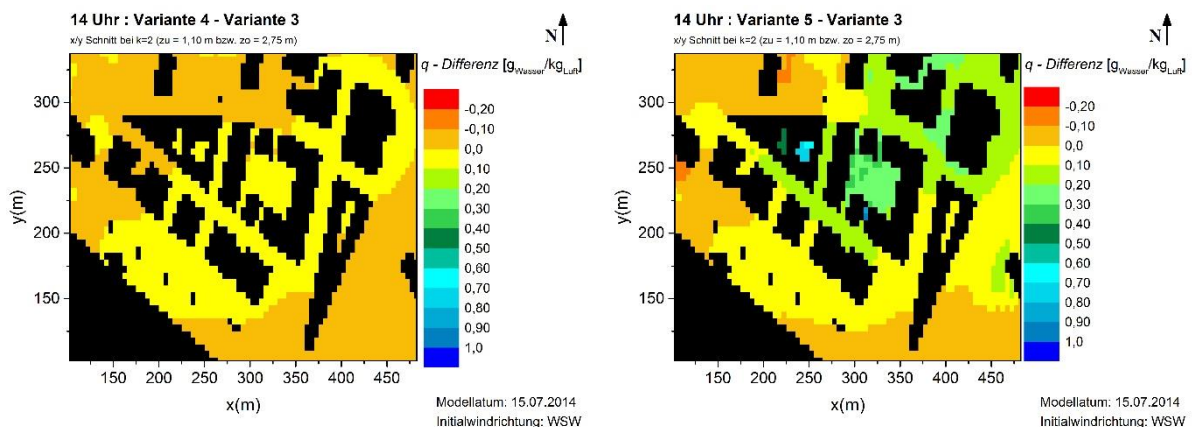


Abb. 29: Veränderung der Luftfeuchte q in den Varianten 4 (extensive Dachbegrünung, linke Darstellung) und 5 (intensive Dachbegrünung, rechte Darstellung) gegenüber Variante 3 (Bebauung mit urbanem Grün ohne Dachbegrünung)

in Bezug auf das thermische Empfinden zu erwarten. Die Gebiete, die eine Veränderung in der Luftfeuchte aufgrund von Dachbegrünung erfahren sind für extensive und intensive Dachbegrünung ähnlich wobei für letztere das Gebiet etwas größer ist und die Änderungen insgesamt höher ausfallen (Abb. 29).

WIRKUNG VON DACHBEGRÜNUNG AUF DIE THERMISCHE BEHAGLICHKEIT FÜR AUSGEWÄHLTE PUNKTE

Die Betrachtung zweier ausgewählter Rezeptorpunkte (Rezeptor 1 und Rezeptor 4) zeigen die Wirkungen von Dachbegrünung nochmal im Einzelnen auf. Der Rezeptorpunkt 1 befindet sich in einer Straßenschlucht mit Nord-Südausrichtung und Rezeptorpunkt 4 in einem begrünten Innenhof. Eine Reduzierung der Hitzebelastung von Fußgängern in Straßenniveau wird, in Abhängigkeit von der umgebenden Bebauung, vordergründig durch eine geänderte Beschattungssituation (v.a. bei intensiver Dachbegrünung) und/oder eine veränderte Durchlüftungssituation erreicht (THIEL 2015). (Abb.30). Dies führt jedoch nicht zwangsläufig zu einer Änderung der bioklimatischen Belastungsstufe (siehe auch Abb.30). Eine Änderung der bioklimatischen Belastungsstufe wird allgemein hier in erster Linie eher durch vergrößerten Schattenwurf erreicht, d.h. durch die Reduzierung der Strahlung. Generell trifft dies insbesondere für windarme Situationen und/oder windberuhigte Bereiche zu und ist auch in anderen Studien zum Stadtklima und thermischer Behaglichkeit beschrieben (z.B. ALI-TOUDERT et al. 2006, MATZARAKIS et al. 2009, GOLDBERG et al. 2013)

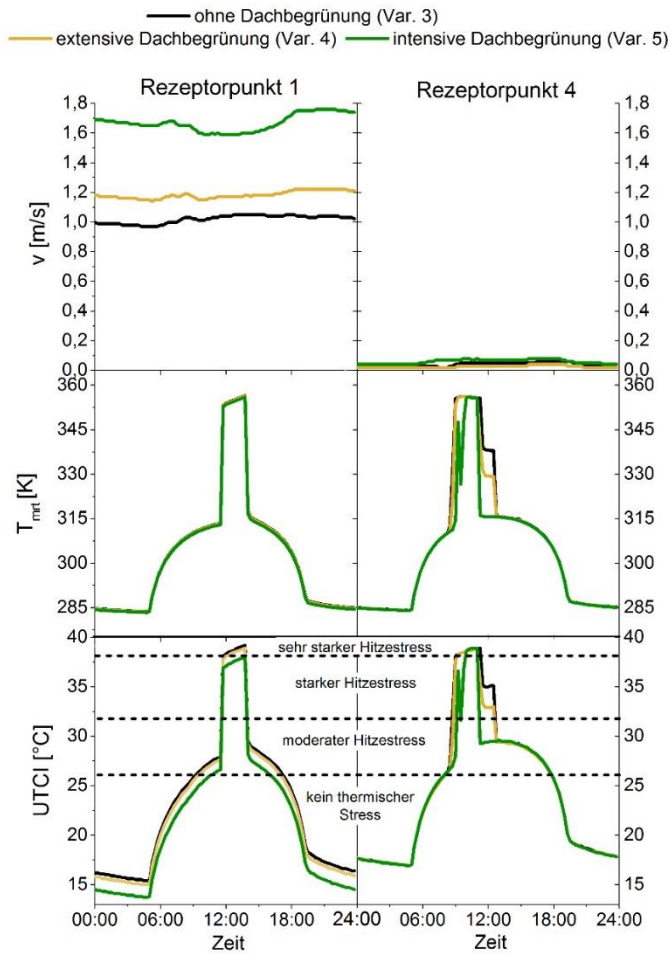


Abb. 30: Entwicklung der Windgeschwindigkeit v , der mittleren Strahlungstemperatur T_{mrt} sowie des bioklimatischen Index UTCI auf Fußgängerniveau in Abhängigkeit von der Dachbegrünung.

METHODENKRITIK

Aufgrund der Eigenschaften des hier verwendeten Stadtklimamodells sind die erhaltenen Simulationsdaten nur für strahlungsreiche, wind-arme Tage repräsentativ.

Bei den Simulationen wurde mit der Annahme eines wolkenfreien Himmels gearbeitet. Die im Modell verwendete Globalstrahlung ist keinem tatsächlich gemessenen Wert angepasst (Solaradjust=1). Es kann demnach zu Überschätzungen der simulierten absoluten mittleren Strahlungstemperatur (T_{mit}) kommen (THIEL 2014). Daher werden die simulierten absoluten Werte des UTCI zwar in ihrer Differenz zueinander betrachtet, für die erstellten Modellgebiete jedoch nicht als repräsentativ für einen typischen Hochsommertag angesehen.

Der Tagesgang der Temperatur wird in dem verwendeten Stadtklimamodell nur gedämpft im Vergleich zu tatsächlichen gemessenen Werten simuliert. Daher wird diese ebenfalls nur als Differenz ausgewertet bzw. als Absolutwert lediglich genannt. Die tatsächlichen Temperaturmaxima werden durch die Simulation mit der hier verwendeten Programmversion unterschätzt.

Weiterhin wird im Modell von einer ausreichenden Feuchtversorgung ausgegangen, d.h. mögliche Trockenstresssituationen oder Wassermangel kann nicht ausreichend abgebildet werden. So würde eine trockenere Brache extremere klimatische Bedingungen erfahren. Dies gilt auch für die hier betrachteten geschaffenen Modellgebiete.

Aufgrund der gewählten Auflösung ist eine Darstellung aller baulichen Elemente nicht möglich.

Die Auswirkungen der Dachbegrünung in Dachniveau wurden aufgrund der gegebenen Auflösung nicht ausgewertet. Durch die, während der Simulation zahlreich aufgetretenen, numerischen Probleme, konnte keine günstigere Auflösung verwendet werden.

ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Über die Auswirkungen von Dachbegrünung auf die thermische Behaglichkeit für Passanten in Fußgängerniveau existieren bislang nicht viele Untersuchungen (siehe Abschnitt 1.4.7). Die vorliegende Studie stellt dabei einen Beitrag zu dieser Fragestellung dar.

Die Analyse, der mit ENVI-met simulierten, Daten für ein Gebiet in Dresden zeigt, dass es geringe Fernwirkungen Dachbegrünungen in Fußgängerniveau gibt. Dieses Ergebnis steht im Einklang mit anderen Studien, die nur geringe bis gar keine Wirkungen von Dachbegrünungen in Fußgängerniveau feststellen (NG et al. 2012, PENG UND JIM 2013). Günstigste Variante ist dabei eine intensive Dachbegrünung aller Flachdach- und Terrassenflächen. Im Flächenmittel wird der UTCI-Wert auf Fußgängerniveau bei dieser Variante um $-0,4$ °C reduziert in Bezug auf die Referenz (Bebauung ohne urbanes Grün und ohne Dachbegrünung), wobei es lokal zu maximalen Abkühlungseffekten von bis zu $11,0$ °C kommen kann. Die Ursachen sind zum einen veränderte Strahlungsbedingungen durch die hinzugefügten Bäume (vergrößerter Schattenwurf) und zum anderen die um bis zu $0,6$ m/s beschleunigten Windgeschwindigkeiten. Bei extensiver Dachbegrünung ändert sich der UTCI auf Fußgängerniveau im Flächenmittel nur marginal ($-0,04$ °C) und lokal um maximal $-3,1$ °C.

Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass durch Dachbegrünung in stark verbauten urbanen Gebieten vorherrschende Kanal- und Düsen effekt verstärkt werden und die dadurch veränderte Durchlüftungssituation dazu beitragen kann die thermische Behaglichkeit auf Fußgängerniveau zu verbessern. Da sich Belüftungssituationen nicht pauschal auf beliebige urbane Gebiete übertragen lassen (OKE, 1978), wären in einem Planungsgebiet entsprechende Simulationen, beziehungsweise Messungen nötig.

1.4.10 Einfluss urbaner Wälder auf die stoffliche Belastung der Luft

1.4.10.1 Beispielhafte Analyse von Luftgütedaten in der Stadt Leipzig

Beispielhaft wurden für die Stadt Leipzig Daten zur Luftqualität von vier Stationen innerhalb des Stadtgebietes für die Jahre 2003-2005 analysiert. Diese Daten wurden freundlicherweise vom Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) zur Verfügung gestellt. Tabelle 18 gibt einen kurzen Überblick über die Charakteristika der Stationen, deren Lage im Stadtgebiet als auch die hier ausgewerteten Schadstoffmessungen.

Tab. 18: Kurzcharakteristik der ausgewerteten Stationen

Stationsbezeichnung (Stationskürzel, Adresse)	Charakteristika Umgebung	Ausgewertete Schadstoffmessungen
Leipzig Lützner Str (LpzLuet; Lützner Str. 36)	urbaner Raum, hoher Versiegelungsgrad	NO, NO ₂
Leipzig-Mitte (LpzMit; Willy-Brandt-Platz am Halleschen Tor)	urbaner Raum, hoher Versiegelungsgrad, große Hauptverkehrsstraße Willy-Brandt-Platz in unmittelbarer Nähe	NO, NO ₂
Leipzig-West (LpzWest; Nikolai-Rumanzew-Str. 100)	Stadtrand, Wohnsiedlung, Lage am südlichen Rand des Robert-Koch-Parks	O ₃ , NO, NO ₂
Leipzig-Thekla (LpzThk; Kiebitzstr.)	Stadtrand, Kleingartenanlage, sehr locker bebaut, Lage am östlichen Rand einer Kleingartenanlage	O ₃

Die verfügbaren Daten liegen als Tagesmittelwerte in der Einheit $\mu\text{g m}^{-3}$ vor. An der Station Leipzig Thekla liegen die Messungen für Ozon erst ab dem 01.04.2004 vor.

Stickstoffmonoxid (NO) entsteht vornehmlich durch unvollständige Verbrennung. Bedeutende Emittenten sind hier der Verkehr, Heizungsanlagen auf Grundlage fossiler Brennstoffe sowie die Industrie. Dies spiegelt sich auch in den Werten für NO im Jahresverlauf und in Abhängigkeit von der Lage der Stationen wieder (Abb. 31). Das tendenziell höchste Niveau ist für die Station Leipzig-Mitte zu verzeichnen (zentral in der Stadt gelegen, hoher Versiegelungsgrad, geringer Luftaustausch). Ähnliche Werte, aber mit höherer Variabilität, sind für die Station Leipzig Lützner Straße zu finden. Am geringsten fallen die Werte für die Station Leipzig West aus, die am Rand eines Parks gelegen ist. Dies ist auf die vermutlich geringere Verkehrsdichte in diesem Stadtteil sowie die Luftfilterung durch die angrenzende Parkanlage zurückzuführen. Für alle Stationen ist eine tendenzielle Zunahme der Immissionen im Winterhalbjahr zu verzeichnen, was für eine zusätzliche Belastung während der Heizperiode spricht.

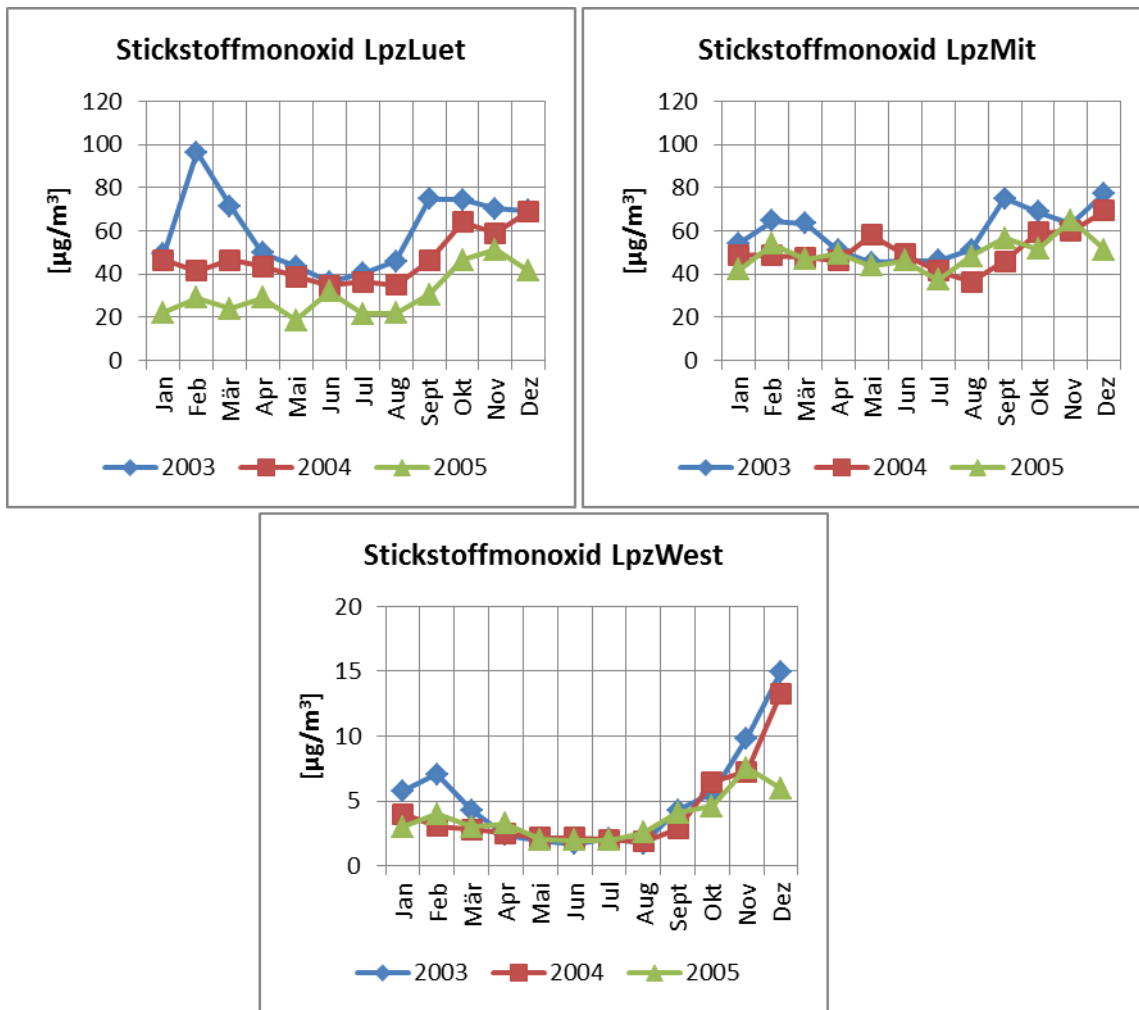


Abb. 31: Jahreszeitlicher Verlauf der NO - Immissionen an drei Messstationen in Leipzig. Darstellung auf der Grundlage von Daten des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.

Betrachtet man die NO_2 -Immissionen (Abb. 32), so lässt sich keine Tendenz für einen Jahresgang in den Werten der Stationen Leipzig-Mitte und Leipzig-Lützner Str. erkennen. Jedoch ist hier wie beim NO für die Station Leipzig-Mitte das Niveau tendenziell am höchsten. Die Werte der beiden, mehr im Zentrum der Stadt, gelegenen Stationen sind höher als für die mehr am Stadtrand gelegene Station Leipzig-West. Vom Betrag her sind die Werte der NO_2 -Immissionen an der Station Leipzig-West höher als für NO. Dies ist sehr wahrscheinlich in chemischen Prozessen begründet, die bei der Ozonbildung eine Rolle spielen. In Gebieten mit einem hohen Vegetationsanteil wird im Allgemeinen relativ wenig NO emittiert. Das dort gemessene NO wird häufig von weiter entfernten Emissionsquellen verfrachtet. Auf diesem Weg, hin zu Gebieten mit einem hohen Vegetationsanteil, wird es aufgrund von Durchmischungsprozessen verdünnt und schnell durch O_3 oxidiert. Dort ist der Stickstoff dann als NO_2 verfügbar. Dies führt zu einer Erhöhung der NO_2 -Konzentration gegenüber der NO-Konzentration und über einen weiteren chemischen Prozess zur Bildung von O_3 in grünen Bereichen der Stadt. Darüber hinaus kann NO durch Kohlenwasserstoffe oxidiert werden, ohne dass dies zu einem Abbau von Ozon führt (KUTTLER UND STRASSBURGER 1999, SEINFELD UND PANDIS 1997). Eine lokale NO_2 -Emissionsquelle kann im Bereich der Station Leipzig-West nicht ausgeschlossen werden und könnte eine weitere Ursache für die höheren Werte von NO_2 gegenüber NO sein.

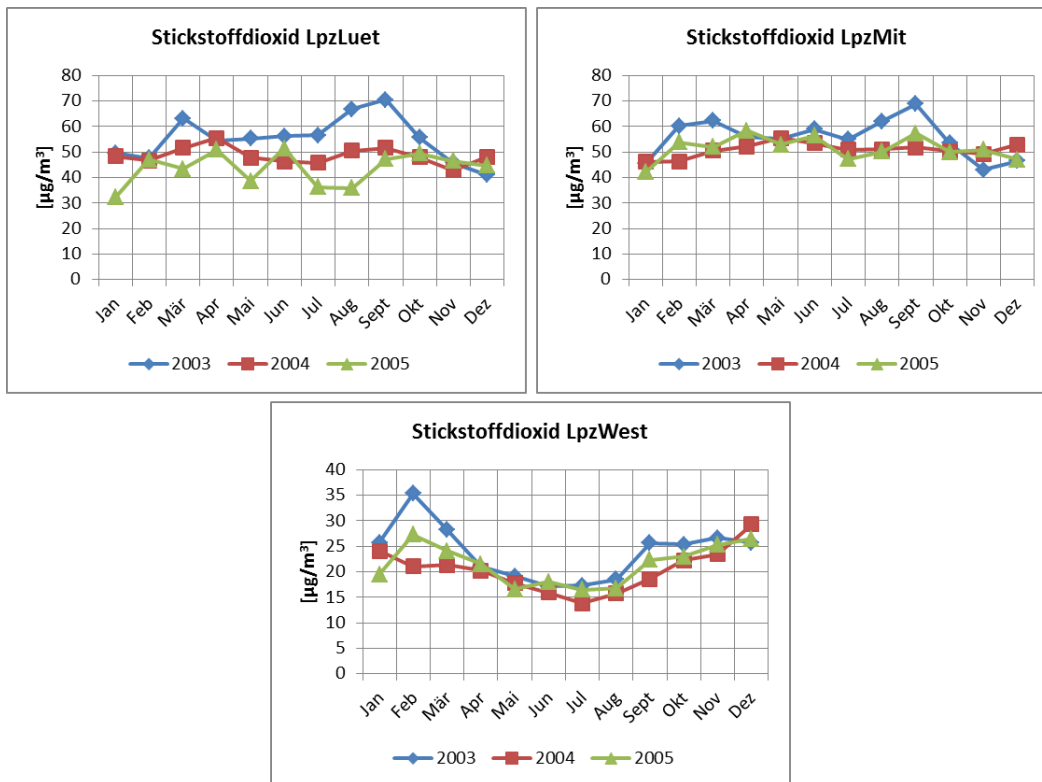


Abb. 32: Jahreszeitlicher Verlauf der gemessenen NO_2 - Immissionen an drei Stationen in Leipzig. Darstellung auf der Grundlage von Daten des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.

Der zuvor im Zusammenhang mit NO und NO_2 beschriebene Prozess ist auch ausschlaggebend für die Ergebnisse beim Vergleich der Ozonwerte für Leipzig-Thekla und Leipzig-West. Abbildung 33 vergleicht die Jahressgänge der Ozonkonzentration beider Stationen. Der Verlauf an beiden Stationen ist durch maximale Werte in den Monaten des Sommerhalbjahres und geringere Werte in den Monaten des Winterhalbjahres gekennzeichnet. Besonders im Sommerhalbjahr liegen die Werte für Leipzig-West höher als für die Station Leipzig-Thekla. Im Sommer ist die Strahlung höher, was die Bildung von Ozon begünstigt. Weiterhin gibt es Pflanzen, die leicht flüchtige Kohlenwasserstoffe abgeben, die ebenfalls die Bildung von Ozon fördern. Hinzu tritt eine schlechtere Verfügbarkeit von Stickoxiden in Parks (fehlende Emissionen), die für den Abbau von Ozon relevant sind. Beide Stationen sind zwar in einem relativ grünen Umfeld gelegen, jedoch ist der Baumanteil in Leipzig-West wesentlich höher, was auf einen vegetationspezifischen Mechanismus bei der Bildung von Ozon hindeutet (Bildner von leicht flüchtigen Kohlenwasserstoffen).

Insgesamt ergeben die Auswertungen ein typisches Bild für städtische Bedingungen, wie es vielfach in der Literatur beschrieben wird (z.B. KUTTLER UND STRASSBURGER 1999). Es zeigen sich deutlich Unterschiede zwischen den Stationen in versiegelten und urbanen Gebieten und solchen in Stadtrand- oder Parklage. In Bezug auf NO und NO_2 zeigen die Ergebnisse einen positiven Effekt von Vegetation auf die Konzentration dieser luftgetragenen Schadstoffe an, indem die Konzentrationen reduziert sind. Dabei konnte jedoch nicht abschließend geklärt werden ob der Effekt maßgeblich auf geringere Emissionen im Bereich der Grünflächen selbst oder maßgeblich auf die Filterwirkung der Vegetation zurückzuführen ist.

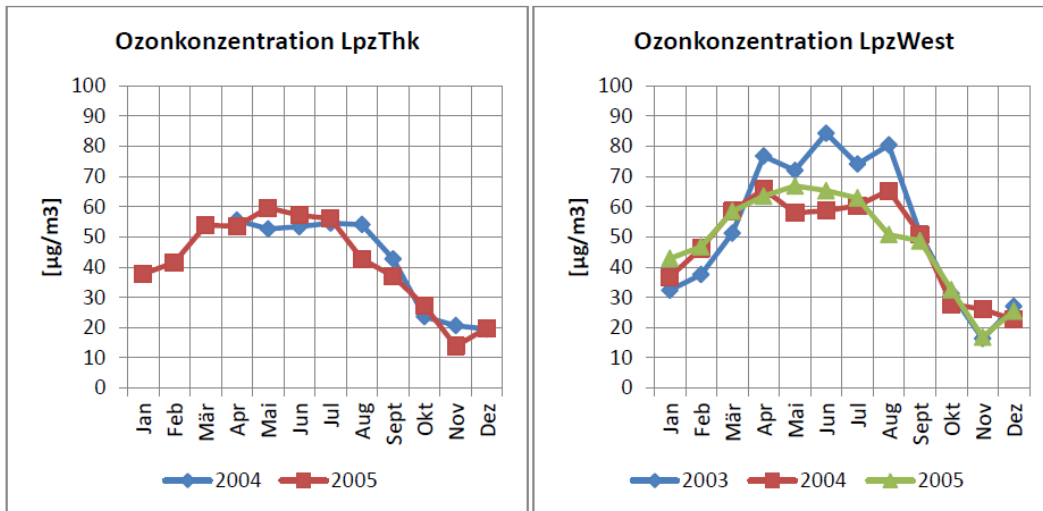


Abb. 33: Jahreszeitlicher Verlauf der Ozonkonzentrationen an den Stationen Leipzig-Thekla und Leipzig-West für die Jahre 2004 – 2005. Darstellung auf der Grundlage von Daten des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.

Für Ozon konnte eine erhöhte Ozonkonzentration in Abhängigkeit von der Lage der Station und der Art der umgebenden Vegetation festgestellt werden. Die Erhöhung der Ozonkonzentration in Parks gegenüber verkehrsintensiven Gebieten ist vielfach beschrieben (z.B. KUTTLER UND STRASSBURGER 1999; MAYER et al. 1999; MATZARAKIS et al. 1999b).

1.4.10.2 Recherche geeigneter Modelle zur Beurteilung der Wirkung urbaner Wälder auf luftgetragene Schadstoffe

Auf Grundlage einer Literaturrecherche wurde die Eignung verschiedener Modelle hinsichtlich ihrer Verwendbarkeit im Rahmen des Projekts untersucht.

Während der Literaturrecherche zeigte sich, dass es bisher nur eine überschaubare Anzahl von Modellsätzen für die Berechnung der Reduktion von Luftschadstoffen durch Vegetation im urbanen Raum gibt. Grundlage für diese Modelle bildet häufig die Berechnung der Deposition von Spurenstoffen. Die Parametrisierung dieser ist jedoch sehr komplex, da sich die Teilchen innerhalb des Bestandes nicht nur anlagern, wie beispielsweise auf einer Gebäudeoberfläche, sondern auch chemisch reagieren und von den Pflanzen aufgenommen werden. Turbulenzvorgänge in und über Wald, die in diesem Zusammenhang eine Rolle spielen, sind mikroskaliger, vielschichtiger Natur und erschweren eine Berechnung der Stoffeinträge erheblich (SCHLÜTER, 2006). Zudem ist die Depositionsgeschwindigkeit von Spurenstoffen in und über einem Bestand sehr artspezifisch und nicht verallgemeinerbar.

Die Modelle, die im Rahmen des Literaturstudiums näher in Betrachtung gezogen wurden, waren:

- MISKAM (EICHHORN 2001)
- ENVI-met (BRUSE 2000, 2003, 2004)
- UFORE (NOWAK et al. 1998, NOWAK UND CRANE 2000)
- MUKLIMO_3 (SIEVERS 2012)
- CITYgreen (AMERICAN FORESTS 1999, 2004)

Dabei wurden jeweils Informationen über das primäre Anwendungsfeld, den Modelltyp, die Skala und Gittergröße, die maximale Größe des Untersuchungsgebietes, die zeitliche Auflösung und die Rechenzeit zusammengetragen. In einem separaten Unterpunkt wurden die Ansätze für die Ausbreitungsmodellierung und die Strömungsmodellierung, die für die Schadstoffausbreitung relevant sind, zusammengetragen. Eine Übersicht über die benötigten Inputdaten und den möglichen Output des Modells vervollständigten diese Zusammenstellung, bevor in einem letzten Punkt die Vor- und Nachteile des Modells kurz skizziert wurden.

Zwei der möglichen Modelle (UFORE; CITYGreen) wurden in den USA entwickelt. In jüngerer Zeit sind Tests bzw. die Anwendung des Modells UFORE für europäische Verhältnisse publiziert worden (z.B. BARÓ et al. 2014; Russo et al. 2016). Aufgrund der unterschiedlichen Stadtstrukturen zwischen nordamerikanischen und europäischen Städten als auch dem Einsatz abweichender Baumarten, ist bei einer Modellanwendung in Europa mit notwendigen Anpassungen bzw. Kompromissen zu rechnen. Letztlich wurde sich dafür entschieden, den Teilaspekt zu Wirkungen urbaner Wälder auf die stoffliche Belastung der Luft ebenfalls mit dem Modell ENVI-met 3.1 zu untersuchen. Dieses Modell wird bereits in dem Teil der Klimamodellierung verwandt und verfügt über Tools zur Berechnung der Stoffausbreitung. Dadurch wird auch Kontinuität in der Bearbeitung zwischen diesen zwei Aspekten gewahrt. Zudem ist dieses Modell frei verfügbar, was es gegenüber den Modellen MUKLIMO_3 und MISKAM bevorteilt. Tabelle 19 fasst die ermittelten Informationen zu dem Modell ENVI-met zusammen. Jüngere Publikationen, die das Modell ENVI-met nutzen, um zu Aussagen über die Schadstoffverteilung in der Stadt gelangen, stammen z.B. von WANIA et al. (2012) und NIKOLOVA et al. (2011).

Tab. 19: Übersicht zu ENVI-met

Primäres Anwendungsfeld	Modelltyp	Skala und Gittergröße
Simulation des Wirkgefüges Oberfläche-Vegetation-Atmosphäre, primär in Stadtgebieten	nichthydrostatisch, dreidimensional, prognostisch	Mikroskala, Gitterauflösung 1 m -20 m

max. Größe Untersuchungsgebiet	max. zeitliche Auflösung für Output	Rechenzeit	Ansätze für Ausbreitungsmodellierung	Ansätze für Strömungsmodellierung
abhängig von Gitterauflösung, maximale Gitteranzahl 250x250x35	frei wählbar, meist stündlich	Schadstoffkonzentrationen schon nach wenigen Minuten; umfangreiche stadtklimatologische Berechnungen bis zu 3 Tagen (abhängig von Computerleistung und zur Verfügung stehender Rechenzeit)	Dispersion und Depositionsmodell für Partikel und inerte Gase	Lösung der Navier-Stokes-Gleichung mit Splitting Verfahren, E-ε-Turbulenzmodell (Gleichungssystem mit turbulenter Energie und Energiedissipation)

Input		Output	Vorteile	Nachteile
Modellgeometrie	Meteorologie			
kartesische Koordinaten; Basisinformationen zum Untersuchungsgebiet, Definition der Hindernisse, Pflanzen, Böden, Schadstoffquellen	Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Temperatur, Luftfeuchte	3D-Felder der T-Verteilung, Luftfeuchteverteilung; Turbulenz, Verteilung von Schadstoffen, Wind; Bioklima, Strahlungsflüsse, 4D-instationäre Simulation; grafische Ausgabe mit Add-on LEONARDO, Ausgabe von Binärdateien, Konvertierung in ASCII möglich	sehr hohe räumliche Auflösung; 3D-,4D-Simulationen von Weg und Richtung der Partikeldispersion, Einbezug der Thermodynamik, instationäre Simulation über 24 h Modellzeit	keine chemischen Prozesse, lange Rechenzeiten, Tagesgänge meteorologischer Größen unrealistisch klein

1.4.10.3 Modellgestützte Simulation der stofflichen Belastung in Abhängigkeit von verschiedenen Vegetationsstadien für das Schönauer Holz und die Stadtgärtnerei Holz

Diese Untersuchungen wurden jeweils für die zwei Projektflächen Schönauer Holz und Stadtgärtnerei-Holz durchgeführt. Hier wurde mittels Modellsimulationen die kombinierte Wirkung der Aufforstung von Brachflächen mit stadttypischen Baumarten und des geplanten Stadtumbaus der Umgebung auf Mikroklima und Deposition von Luftbeimengungen analysiert. Dabei wurden die verschiedenen Vegetationsszenarien genutzt wie sie bereits für die Entwicklung der thermischen Belastung in Abhängigkeit von der Entwicklung eines aufwachsenden Bestands genutzt wurden (AUTORENKOLLEKTIV 2014, RINGAT 2013). Für die Modellierung kam das Modell ENVI-met (BRUSE 1999; BRUSE UND FLEER 1998) zum Einsatz (siehe Tab. 19).

ALLGEMEINE EINFÜHRUNG UND PARAMETRISIERUNG

Die Modellierungen hatten speziell die Deposition von Stickstoffdioxid und PM10 zum Gegenstand. NO₂ entsteht bei der Verbrennung fossiler Energieträger und entsteht im hohen Maße verkehrsbedingt. PM10 bezeichnet die Fraktion von Feinstaub mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner 10 µm. Wie NO₂ entsteht PM10 ebenfalls in hohem Maße verkehrsbedingt. Im Modell wurde eine tageszeitabhängige Linienquelle entlang der jeweiligen Hauptstraße der Projektgebiete Zweinaundorfer bzw. Neue Leipziger Straße vorgegeben. Für die Zweinaundorfer Straße gibt das SÄCHSISCHE LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (2005) und die STADT LEIPZIG (2009) Verkehrsaufkommen von 10.000 – 13.000 PKW/Tag an. Obwohl die Neue Leipziger Straße ein deutlich geringeres Verkehrsaufkommen aufweist als die Zweinaundorfer Straße, wurde in beiden Fällen mit einem Verkehrsaufkommen von 10000 Pkw/Tag gerechnet. Dieses Vorgehen wurde aus Gründen der Vergleichbarkeit gewählt. Die daraus resultierende Quellstärke für NO₂ und PM10 zeigt Abb. 34. Die auspuffbedingten Emissionen von NO_x und PM10 wurden dem „Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs 3.1“ (HBEFA 3.1; INSTITUT FÜR ENERGIE- UND UMWELTFORSCHUNG HEIDELBERG GMBH 2010) für das Jahr 2015 (mit den Fahrleistungsanteilen aus dem gleichen Handbuch) entnommen. Aus den Angaben für NO_x wurde in einem weiteren Schritt der NO₂-Anteil am NO_x bestimmt, wobei sich wiederum auf HBEFA 3.1 gestützt wurde. Für PM10 wurde zusätzlich zur Abschätzung nicht auspuffbedingter Emissionen (Reifen-, Brems-, Straßenabrieb, Wiederaufwirbelung) mit Daten von INGENIEURBÜRO LOHMEYER (2004) und Daten des AKUSTIK-LABORS BERLIN (2013) gearbeitet. Eine detaillierte Beschreibung für die Ermittlung der Quellstärken gibt KENNER (2014). Für die Zeit des Berufsverkehrs ergibt sich so ein PM10-Emissionsfaktor von 10,9 µg/m/s. Dieser Faktor ist vergleichbar mit dem Faktor von WANIA et al. (2012), die mit einem Verkehrsaufkommen von 10.000 Kfz/Tag arbeiten und einen Wert von 11,3 µg/m/s angeben. Es sei darauf hingewiesen, dass im Modell nur die Ausbreitung und Deposition der Zusatzbelastung simuliert wird, nicht die der Hintergrundbelastung. Die Zusatzbelastung ist definiert als „diejenige Immission, die ausschließlich vom Verkehr auf dem zu untersuchenden Straßennetz oder zu untersuchenden Straße hervorgerufen wird“ (u.a. INGENIEURBÜRO LOHMEYER 2010, S.1).

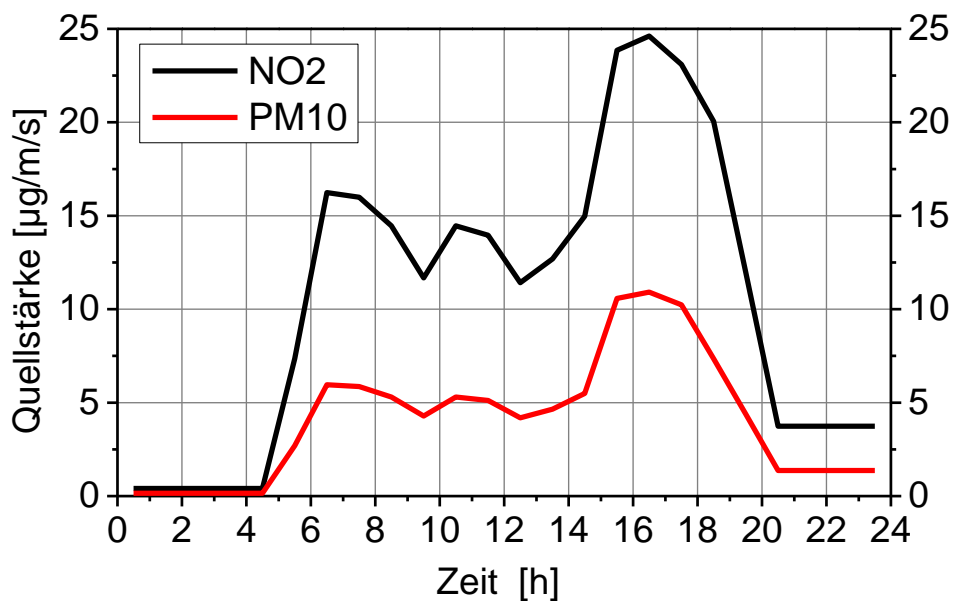


Abb. 34: Im Modell für die Simulationen vorgegebene Quellstärken für NO₂ und PM10

Die Simulationen wurden mit ENVI-met 3.1 für einen Sommertag (Start 14.07.13 00:00 Uhr über 48 h) durchgeführt. Horizontal wurden die Gebiete mit einem Raster von 3 m x 3 m (Stadtgärtnerei) bzw. 5 m x 5 m (Schönauer Holz) aufgelöst. Tabelle 20 enthält weitere Angaben zur Modellkonfiguration

Tab. 20: Konfiguration für die Modellierung der Projektgebiete

Projektgebiet	Rechengitter	Domain	Initialwind 10 m (Richtung/Geschwindigkeit)
Stadtgärtnerei-Holz	220x120x30	660m x 360m x 828m	067°/3,8 m s ⁻¹
Schönauer Holz	122x155x30	610m x 775m x 828m	247°/3.8 m s ⁻¹

ERGEBNISSE – ALLGEMEINE BEMERKUNGEN

Entsprechend der vier unterschiedlichen Vegetationsszenarien analog der Arbeit von RINGAT (2013) bzw. AUTORENKOLLEKTIV (2014) wurden für die beiden Projektflächen jeweils 4 Simulationen gerechnet (siehe auch Abschnitt 1.4.9.1). Dabei ergaben sich größere Änderungen zwischen dem Ausgangszustand (Zustand nach Neubepflanzung) und dem Zustand 2 (Baumhöhe 10 m) und größte Änderungen zw. Zustand 2 und Zustand 3 (Baumhöhe 15 m). Keine wesentlichen Änderungen ergaben sich zwischen dem Zustand 3 und Zustand 4. Im Zustand 4 haben die Bäume eine Höhe von 20 oder 30 m.

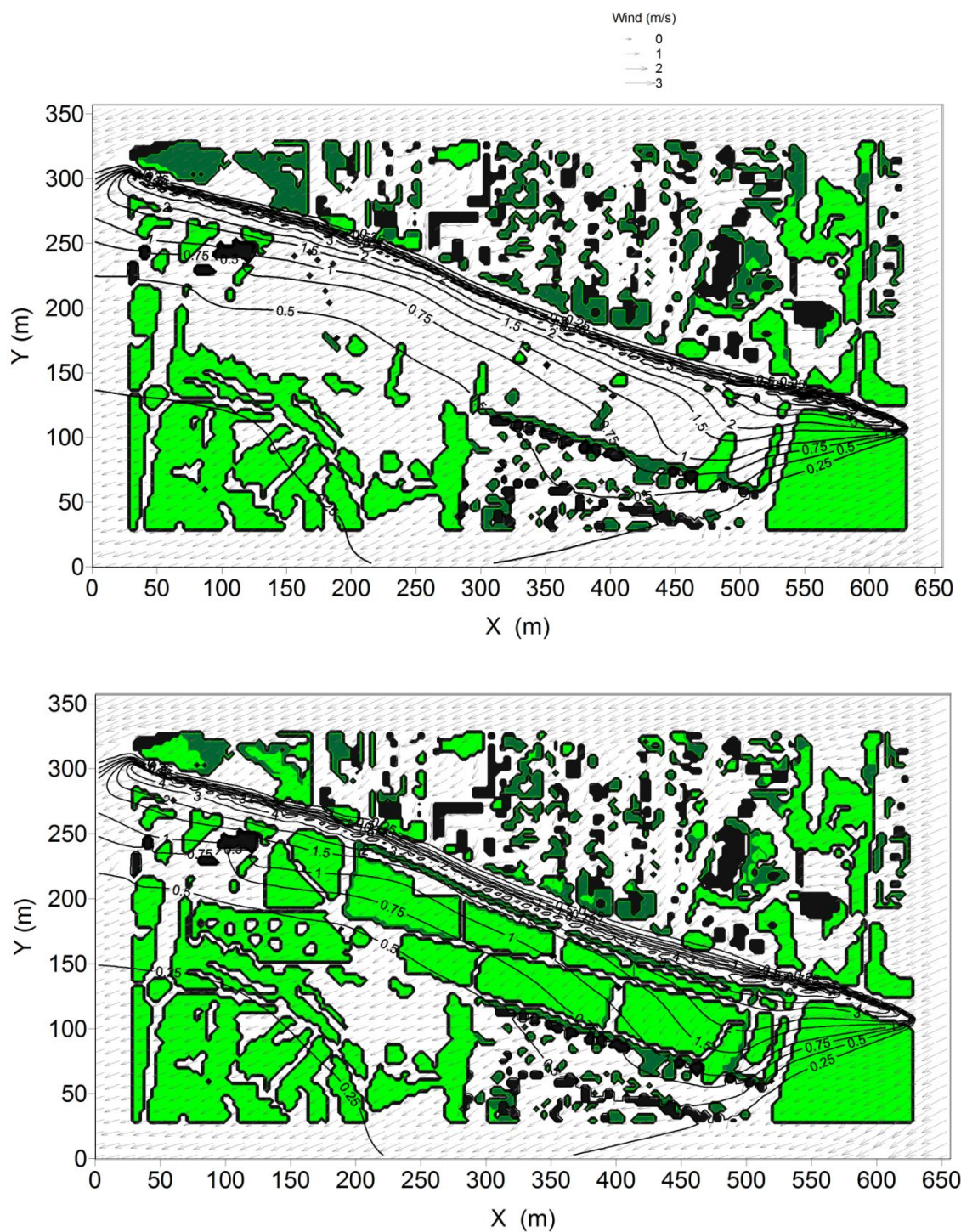


Abb. 35: Einfluss von Gebäuden und Vegetation auf das Windfeld und verkehrsbedingte NO_2 -Zusatzkonzentration (Konturlinien, $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 15.07.13, 16:00, $z=1,65$ m) in dem Zielgebiet Stadtgärtnerei Holz für den Ausgangszustand (oben) und den finalen Zustand nach Neubepflanzung (Zustand 4, unten)

Die Abbildung 35 zeigt jeweils den Einfluss der Vegetation auf das Windfeld und die verkehrsbedingten Zusatzkonzentrationen von NO₂. Dargestellt ist ein Schnitt in der Höhe von z=1,65 m über Grund für 16:00 Uhr, einem Zeitpunkt, wo typischerweise die höchsten Emissionsfaktoren auftreten bei gleichzeitig ausgeprägter turbulenter atmosphärischer Grenzschicht (siehe auch Abb. 34). Der Wind wird durch den neu angepflanzten Wald reduziert. Dadurch kommt es zu einer geringeren Schadstoffverfrachtung. Die Vegetation fungiert in erster Linie als Hindernis. Dies führt zu einer Konzentration des Schadstoffs am Entstehungsort (Abb. 36). Da gleichzeitig auch Deposition in einem geringen Maße stattfindet, liegt dennoch die Maximalkonzentration für den Ausgangszustand bei 10,17 µg m⁻² und für den Endzustand bei 9,98 µg m⁻² (jeweils bezogen auf das Gesamtgebiet in z=1.65 m).

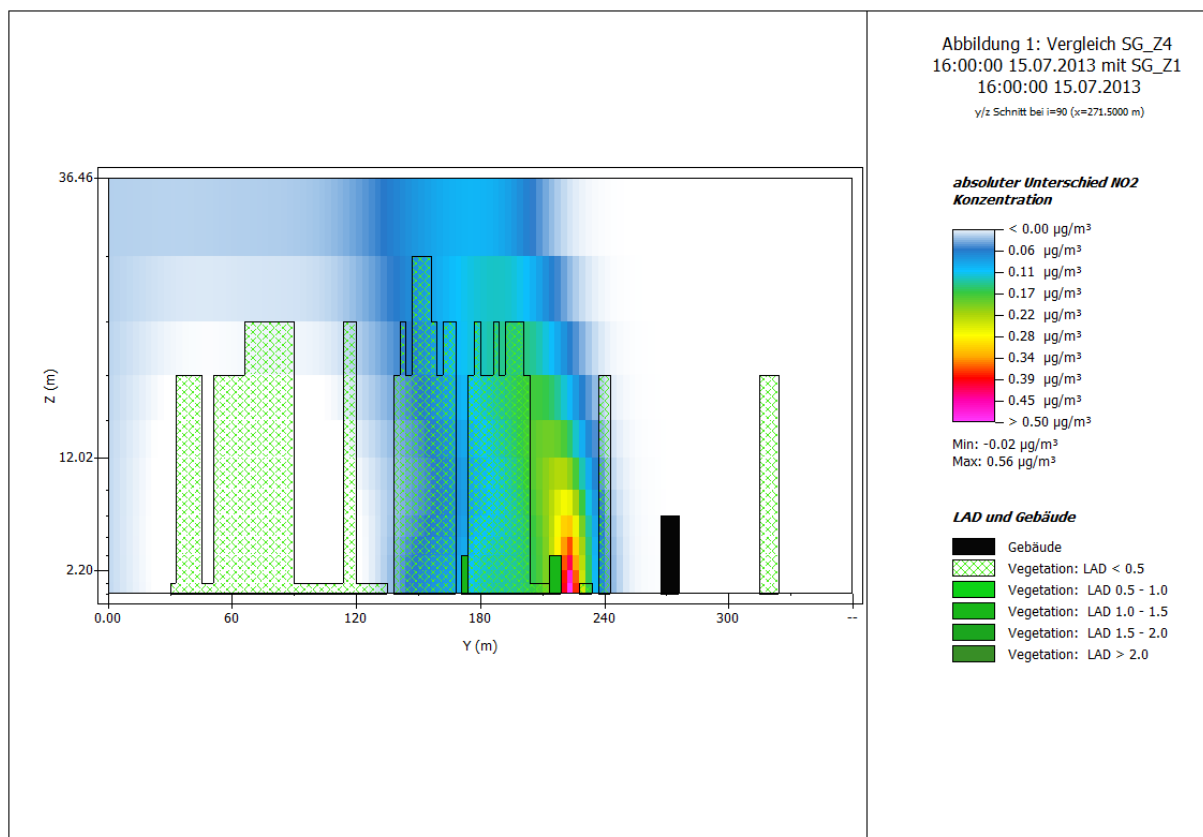


Abb. 36: Differenz der NO₂-Konzentration (Vegetationszustand 4 [Endzustand] - Vegetationszustand 1 [Ausgangszustand]), Querschnitt bei x = 271,5 m am 15.07.2013 um 16:00 Uhr. Eine positive Differenz bedeutet eine Zunahme in der Schadstoffkonzentration und eine negative Differenz eine Abnahme in der Schadstoffkonzentration gegenüber dem Ausgangszustand. Beispiel Stadtgärtnerei Holz.

Für die Ausbreitung der Schadstoffkonzentration von PM₁₀ ergibt sich prinzipiell ein sehr ähnliches Bild bei Betrachtung des gleichen Querschnitts. Jedoch liegen die Maximalkonzentrationen deutlich unter denen für NO₂. Die Ursache (neben dem generell höheren Emissionsfaktor, Abb. 34) ist die höhere Depositionsrate für PM₁₀ (siehe folgende Abschnitte).

Qualitativ führten die Simulationen für das Schönauer Holz (Neue Leipziger Straße) zu dem gleichen Ergebnis. Jedoch kommt hier noch die Begrenzung durch die umgebende Bebauung mit den Plattenbauten zum Tragen, so dass die Schadstofffahne nahezu senkrecht aufsteigt (Abb. 37).

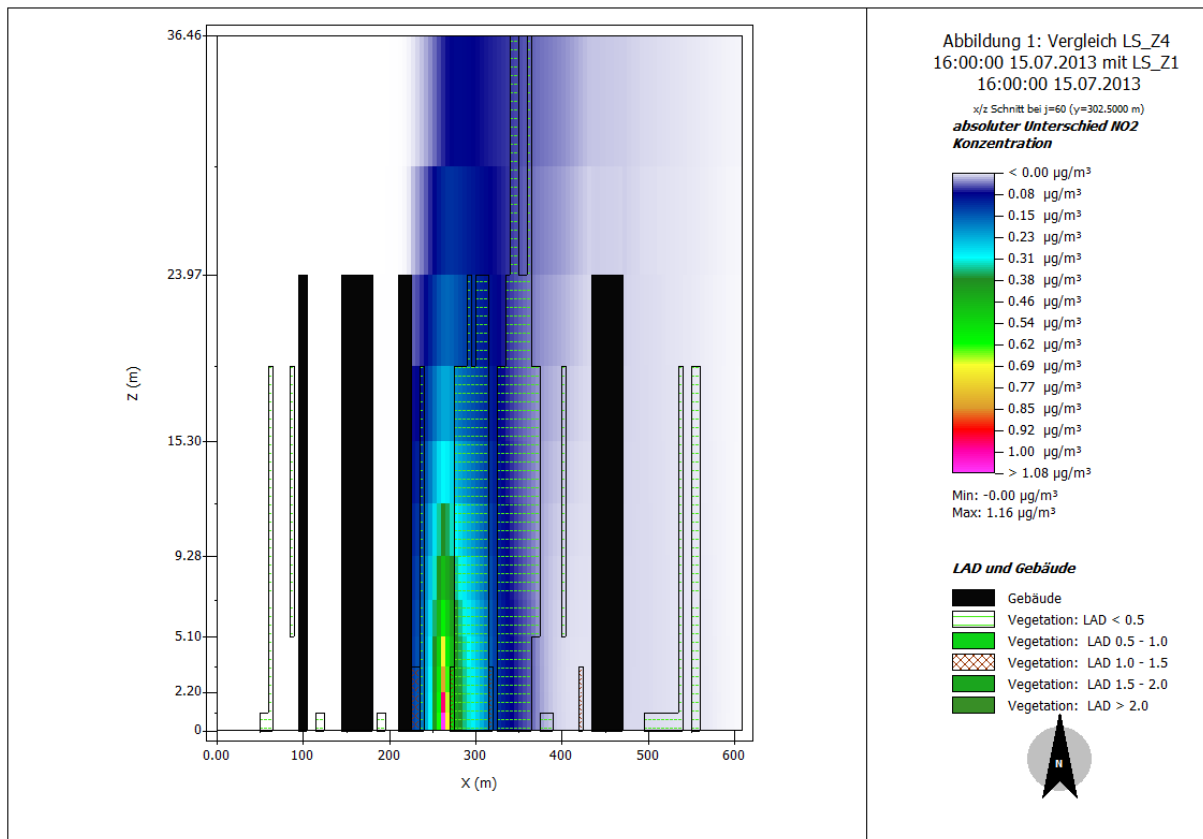


Abb. 37: Differenz der NO₂-Konzentration (Vegetationszustand 4 [Endzustand] - Vegetationszustand 1 [Ausgangszustand]), Querschnitt bei x = 302,5 m am 15.07.2013 um 16:00 Uhr. Eine positive Differenz bedeutet eine Zunahme in der Schadstoffkonzentration und eine negative Differenz eine Abnahme in der Schadstoffkonzentration gegenüber dem Ausgangszustand. Beispiel Schönauer Holz.

Allgemein liegen die simulierten Schadstoffkonzentrationen für die Stadtgärtnerei Holz (Alte Stadtgärtnerei) im Wertebereich von 0-10 $\mu\text{g m}^{-3}$ für NO₂ und 0-2 $\mu\text{g m}^{-3}$ für PM₁₀. Sie liegen somit in dem Bereich, der für vergleichbare Straßen von der Stadt Leipzig ermittelt wurde (STADT LEIPZIG 2009). Im Vergleich zu den Angaben (6 $\mu\text{g m}^{-3}$ und 12,3 $\mu\text{g m}^{-3}$ für PM₁₀ bzw. NO₂) des SÄCHSISCHEN LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (2005) fallen die hier simulierten Schadstoffkonzentrationen etwas geringer aus. Die Simulationen von WANIA et al. (2012) ergeben bei vergleichbaren Emissionsraten PM₁₀-Konzentrationen bis 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Diese werden jedoch in durch Gebäude begrenzten Straßenschluchten mit ungünstigen Windverhältnissen erreicht. Dadurch kommt es zu einer Unterbindung der Luftzirkulation wodurch der Austausch mit der Umgebung eingeschränkt wird (siehe auch Abb. 37). Dies zeigt sich auch in den Ergebnissen für das Schönauer Holz (Neue Leipziger Straße). Hier liegen die simulierten Maximalkonzentrationen über denen, wie sie für die Stadtgärtnerei Holz simuliert wurden (Tab. 21).

Ebenso wie die Ergebnisse dieser Studien wiesen auch WANIA et al. (2012), GROMKE UND RUCK (2007), GROMKE (2008) und RIES UND EICHHORN (2001) darauf hin, dass eine dichte Bebauung als auch Bepflanzung die Ausbreitung von Schadstoff sowie den Frischlufteintrag erschwert.

Tab. 21: Simulierte Maximalkonzentrationen für die in Abb.36 und Abb. 37 dargestellten Schnitte durch das Modellgebiet

		Stadtgärtnerei-Holz	Schönauer Holz
		$\mu\text{g m}^{-3}$	$\mu\text{g m}^{-3}$
Vegetationszustand 1	NO ₂	3,66	4,13
	PM10	1,62	1,82
Vegetationszustand 4	NO ₂	4,22	5,29
	PM10	1,86	2,33

Eine Überschreitung der zulässigen Grenzwerte (NO₂- und PM10-Jahresmittelwert unter 40 $\mu\text{g m}^{-3}$) allein aufgrund der hier diskutierten verkehrsinduzierten Emissionen (Zusatzbelastung zur Hintergrundbelastung) erscheint unwahrscheinlich. Dies gilt streng nur für die zwei untersuchten Gebiete. Über die Gesamtbelastung (Zusatzbelastung plus Hintergrundbelastung) können auf Basis der hier vorgestellten Simulationen keine Aussagen getroffen werden.

ABGESETZTE SCHADSTOFFKONZENTRATIONEN (DEPOSITION)

Die positive Wirkung von urbanen Wäldern auf die Erhöhung der Depositionsraten von Schadstoffen ist in der Literatur vielfach beschrieben (z.B. NOWAK et al. 2006, YANG et al. 2005, BECKETT et al. 1998). Unter Deposition selbst wird die Ablagerung von Schadstoffen in/ an Boden, Luft und Pflanzenoberflächen verstanden (SMIDT, 1999). Die hier untersuchten Stoffe gehören verschiedenen Stoffgruppen an und werden daher durch unterschiedliche Depositionsformen abgesetzt; NO₂ durch gasförmige Deposition und PM10 durch abgesetzte Deposition (z.B. QUECK, 2004). Es ist darum auch mit unterschiedlichen Depositionsmengen für NO₂ (Gas) und PM10 (feinste Partikel) zu rechnen. Wie für die Analyse der Schadstoffkonzentrationen in Abhängigkeit von dem Vegetationszustand des urbanen Waldes, ergeben sich prinzipiell qualitativ sehr ähnliche Ergebnisse für die Stadtgärtnerei Holz und das Schönauer Holz. Für die beiden Schadstoffe, die betrachtet werden, ist primär eine Erhöhung der Deposition zu erwarten, da der aufwachsende urbane Wald die Windgeschwindigkeit reduziert, welches zu einer Verbesserung der Depositionsbedingungen führt.

Bezüglich der NO₂-Deposition zeigen die urbanen Wälder nur einen geringen Einfluss. PM10 wird in deutlich größeren Mengen deponiert (Abb. 38). Für beide Projektgebiete ergeben die Simulationen, dass die höchste Deposition unmittelbar an der Straße, also nahe der linienförmigen Emissionsquelle stattfindet. Dies bedeutet, dass Bereiche hoher Depositionsraten mit Bereichen hoher Schadstoffkonzentrationen verbunden sind. Relevante Mengen PM10 werden auch von dem neu aufwachsenden urbanen Wald zurückgehalten, während kaum eine Erhöhung der Deposition von NO₂ in diesen Bereichen zu erkennen ist. Die Deposition von PM10 profitiert somit deutlich von der Entstehung des urbanen Waldes, während NO₂ primär nahe der Emissionsquelle deponiert wird.

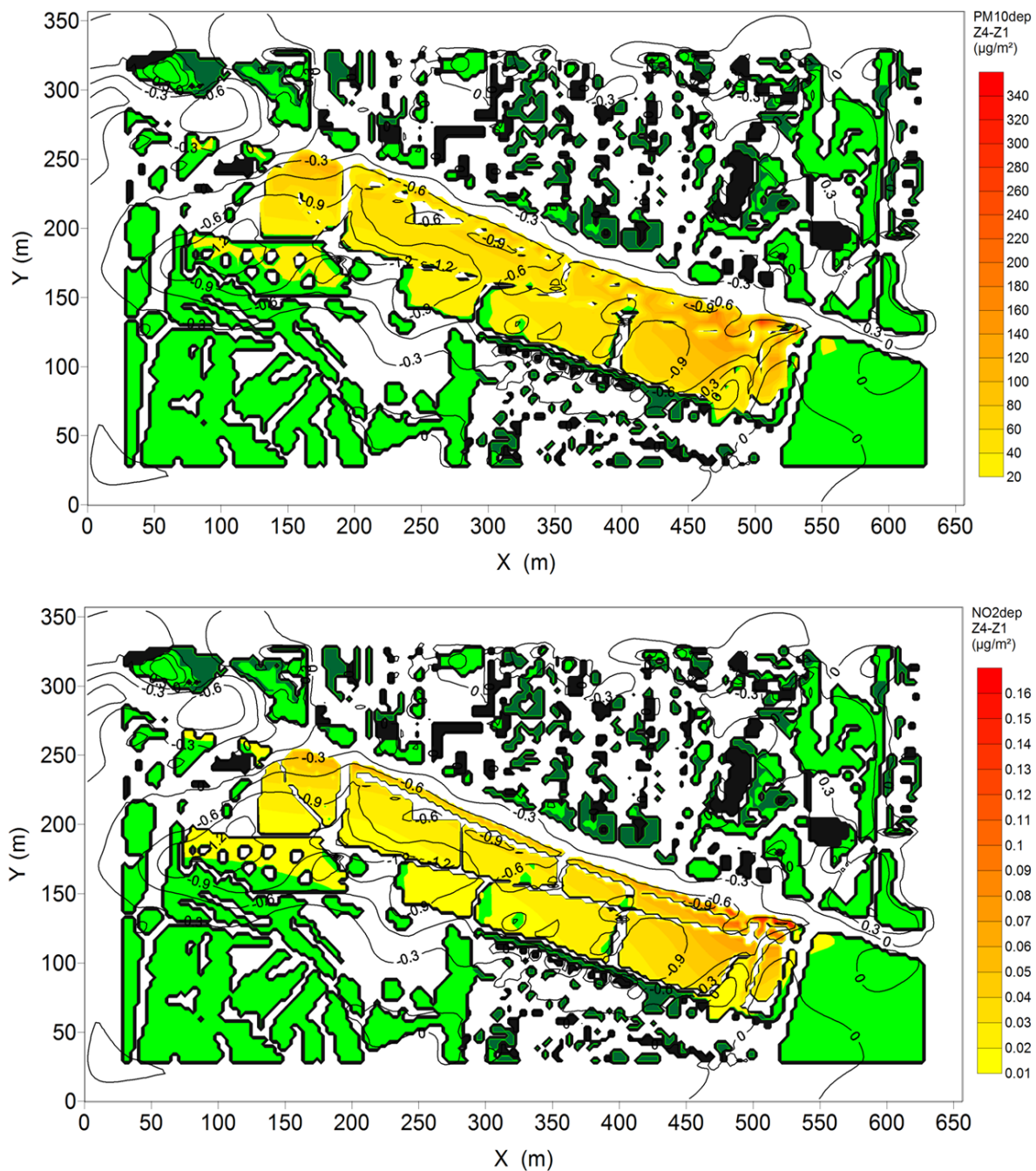


Abb. 38: Änderung der kumulativen PM10- bzw. NO₂-Deposition über 24 h (z=1,65 m) für den 15.07.2013 vom Ausgangszustand (Z1) zum Endzustand (Z4) nach Neubepflanzung in dem Zielgebiet Stadtgärtnerei Holz; Kontur: Änderung der Windgeschwindigkeit, 15.07., 23:00 Uhr

Im Vergleich zu Literaturwerten sind die hier ermittelten abgesetzten Schadstoffmengen gering. NOWAK et al. (1994) geben Werte zwischen 1,9 und 2,9 kg ha⁻¹ a⁻¹ für NO₂ sowie Werte zwischen 3,5 und 6,3 kg ha⁻¹ a⁻¹ für PM10 an. Rechnet man die Werte dieser Studie auf ein Jahr hoch so ergeben sich maximale Werte für NO₂ von 0,0002 kg ha⁻¹ a⁻¹ und 0,73 kg ha⁻¹ a⁻¹. Bei diesem Vergleich muss man beachten, dass

in dieser Studie nur die Zusatzbelastung betrachtet wird. Weiterhin spielt bei der Deposition die Beschaffenheit der aufnehmenden Fläche eine starke Rolle und hier insbesondere für PM₁₀. Feinstaub wird umso effizienter zurückgehalten umso größer und rauer die Oberfläche der aufnehmenden Vegetation ist (NOWAK et al. 1994). In der verwandten Version von ENVI-met ließen sich solche Pflanzeigenschaften nicht berücksichtigen. Es wird mit typischen Blattdurchmessern für Laub- bzw. Nadelbäume und Gras gerechnet. In der verwendeten Version von ENVI-met (3.1) wird weiterhin keine Resuspension oder Auswaschung der deponierten Stoffe von der Vegetation berücksichtigt (z.B. durch Laubfall oder Regen). Jedoch werden Eigenschaften der Vegetation wie der Blattflächenindex oder ein modifizierter Stomatawiderstand berücksichtigt (BRUSE 2007).

ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Ziel der Modellstudie war es, den Einfluss von vier unterschiedlichen Vegetationsstadien eines aufwachsenden urbanen Waldes auf die Schadstoffkonzentration und Deposition von NO₂ und PM₁₀ für die beiden Zielgebiete Stadtgärtnerei Holz (Alte Stadtgärtnerei) und Schönauer Holz (Neue Leipziger Str.) zu untersuchen. Die Simulationen zeigen, dass eine höhere und dichtere Vegetation dazu führt, dass die Windgeschwindigkeit reduziert wird, wodurch Schadstoffe nicht weiter verfrachtet werden. Deshalb konzentrieren diese sich im Quellgebiet und werden dort auch stärker deponiert (PM₁₀ deutlich stärker als NO₂). Insgesamt lassen sich die Schadstoffbelastungen durch die Pkw-induzierte Zusatzbelastung als unkritisch einschätzen. Die größten Unterschiede in der Schadstoffausbreitung und -deposition konnten zwischen Vegetationszustand 2 (Baumhöhe 10 m) und 3 (Baumhöhe 15 m) festgestellt werden. Die Änderungen zwischen Zustand 3 und 4 (variierte Baumhöhen zwischen 20 m und 30 m) haben sich als gering herausgestellt. Die mit aufwachsendem Bestand steigende Depositionswirkung kann dem Konzentrationsanstieg nicht im gleichen Maße entgegenwirken. Vor diesem Hintergrund sollte ein zu dichter und zu hoher Baumbestand, z.B. an Straßen, vermieden werden, um hohe Schadstoffkonzentration durch Schaffung von ausreichenden Durchlüftungsverhältnissen zu vermeiden. Ähnliche Schlussfolgerungen ziehen ebenfalls WANIA et al. (2012), GROMKE (2008), GROMKE UND RUCK (2007) und RIES UND EICHORN (2001). Jedoch stellen BUCCOLIERI et al. (2011) fest, dass die Schadstoffkonzentration auf Straßenhöhe in Straßenschluchten vorzugsweise von der Windrichtung und dem Verhältnis von Breite der Straße und Höhe der angrenzenden Gebäude abhängt und weniger von der Dichte der Vegetation selbst. In dieser Hinsicht sollten weiterführende Untersuchungen erfolgen. Weiterhin erlaubt eine neue Version von ENVI-met 4.0 die Berechnung des bodennahen Ozongehalts. Dies wäre insbesondere von Interesse zur Beurteilung der Luftverunreinigung im Sommer (Sommersmog).

1.5 Literatur

- AKBARI, H., Pomerantz, M., Taha, H. (2001): Cool surfaces and shade trees to reduce energy use and improve air quality in urban areas. *Solar Energy*, 70, S. 295-310.
- AKUSTIK-LABOR BERLIN (2013): Tempelhofer Freiheit Luftschadstoffuntersuchung zur städtebaulichen Rahmenplanung, im Auftrag der Stadt Berlin, Bericht Nr. TEM 1210.320.
- ALEXANDRI, E., JONES P. (2008): Temperature decreases in an urban canyon due to green walls and green roofs in diverse climates. *Building and Environment* 43:480–93.
- ALI-TOUDERT, F., Mayer, H. (2006): Numerical study on the effects of aspect ratio and orientation of an urban street canyon on outdoor thermal comfort in hot and dry climate. *Building and Environment* 41: 94–108.
- AMERICAN FORESTS (2004): CITYgreen for ArcGIS: Calculating the value of nature, Washington.
- AMERICAN FORESTS (1999): CITYgreen 3.0 user manual, Washington.
- AUBINET, M., Vesala, T., Papale, D. (Hrsg.) (2012): Eddy Covariance. A practical guide to measurement and data analysis. Springer, Berlin, Heidelberg u.a., 449 S.
- AUTORENKOLLEKTIV (2012): Zwischenbericht zur wissenschaftlichen Begleitforschung zum Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben Ökologische Stadterneuerung durch Anlage urbaner Waldflächen auf innerstädtischen Flächen im Nutzungswandel - ein Beitrag zur Stadtentwicklung in Leipzig. Unveröffentlicht.
- AUTORENKOLLEKTIV (2014): Zwischenbericht der wissenschaftlichen Begleitforschung zum Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben Ökologische Stadterneuerung durch Anlage urbaner Waldflächen auf innerstädtischen Flächen im Nutzungswandel - ein Beitrag zur Stadtentwicklung in Leipzig. Unveröffentlicht.
- BARÓ, F., Chaparro, L., Gómez-Baggethun, E., Langemeyer, J., Nowak, D.J., Terradas, J. (2014): Contribution of ecosystem services to air quality and climate change mitigation policies: The case of urban forests in Barcelona, Spain. *Ambio* 43: 466-479.
- BASS, B., Krayenhoff, E.S., Martilli, A., Stull, R.B., Auld, H. (2003): The impact of green roofs on Toronto's urban heat island. Pages 292–304 in *Proceedings of the First North American Green Roof Conference: Greening Rooftops for Sustainable Communities*; 20–30 May, Chicago. Toronto (Canada).
- BECKETT, K.P., Freer-Smith, P.H., Taylor, G. (1998): Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environmental Pollution* 99:347–360.
- BERADI, U. (2016): The outdoor microclimate benefits and energy saving resulting from green roofs retrofits. *Energy and Buildings* 121217-229.
- BERADI, U., GhaffarianHoeini, A., GhaffarianHoeini, A (2014): State-of-the-art analysis of the environmental benefits of green roofs. *Applied Energy* 115: 411-428.
- BERNSTEIN, C. (2014): CO₂-Senkenkapazität von städtischen Grün. Bachelorarbeit, Professur für Meteorologie, Institut für Hydrologie und Meteorologie, TU Dresden, Dresden, 41 Seiten.
- BONGARDT, B. (2006): Stadtklimatologische Bedeutung kleiner Parkanlagen am Beispiel des Dortmunder Westparks, *Essener Ökologische Schriften*, Band 24, Westarp-Wissenschaftsverlag.
- BOWLER, E., Buyung-Ali, L., Knight, T.M., Pullin, A.S. (2010): Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape and Urban Planning* 97:147-155.

- Bründl, W., Mayer, H., Baumgartner, A. (1986): Untersuchung des Einflusses von Bebauung und Bewuchs auf das Klima und die lufthygienischen Verhältnisse in der bayrischen Großstadt. Stadtklima Bayern, Abschlussbericht zum Teilprogramm ‚Klimamessungen München‘, Lehrstuhl für Bioklimatologie und Angewandte Meteorologie der Universität München.
- BRUSE M. (1999): Die Auswirkungen kleinskaliger Umweltgestaltung auf das Mikroklima. Entwicklung des prognostischen numerischen Modells ENVI-met zur Simulation der Wind, Temperatur und Feuchteverteilung in städtischen Strukturen. Dissertation, Universität von Bochum.
- BRUSE, M. (2000): Anwendung von mikroskaligen Simulationsmodellen in der Stadtplanung. In: Bernard L. (Hrsg.): Simulation raumbezogener Prozesse. Methoden und Anwendungen; Beiträge zum 1. GeoSim-Workshop, 26. September 2000. Natur und Wiss., Solingen.
- BRUSE, M. (2003): Stadtgrün und Stadtklima. LÖBF-Mitteilungen 1: 66-70.
- BRUSE, M. (2004): Dokumentation ENVI-met 3.0.
- BRUSE, M. (2007): ENVI-met implementation of the gas/ particle dispersion and deposition model PDDM; <http://www.envi-met.com/documents/sources.PDF> (letzter Zugriff am: 11.05.2016).
- BRUSE, M. UND FLEER, H. (1998): Simulating surface-plant air interactions inside urban environments with a three dimensional numerical model. Environmental Software and Modelling 13: 373-384.
- BRUST, K., Goldberg, V., Bernhofer, S. (2011): Integrating carbon fluxes to model land-use atmosphere feedback under changing climate conditions. 3rd iLEAPS Science Conference, Garmisch-Partenkirchen, Germany, 18-23 September 2011
http://www.icos-infrastructure.fi/sites/atm.helsinki.fi.ileaps/files/sci_conf_book/pdf/20110414123613_abstract_iLEAPS2011_KBrust.pdf (letzter Zugriff am 14.07.2016).
- BUCCOLIERI, R., Salim, S.M., Leo, L.S., Di Sabatino, S., Chan, A., Lelto, P., De Gennaro, G., Gromke, C. (2011): Analysis of local scale tree – atmosphere interaction on pollutant concentration in idealized street canyons and application to a real urban junction. Atmospheric Environment, 45:1702–1713.
- BURKHARDT, I., Dietrich, R., Hoffmann, H. et al. (2008): Urbane Wälder: Abschlussbericht zur Voruntersuchung für das Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben "Ökologische Stadterneuerung durch Anlage urbaner Waldflächen auf innerstädtischen Flächen im Nutzungswandel - ein Beitrag zur Stadtentwicklung". Bd. 63. Naturschutz und Biologische Vielfalt. Münster: Landwirtschaftsverlag.
- CHEN, C.F. (2013): Performance evaluation and development strategies for green roofs in Taiwan. A review. Ecological Engineering 52: 51-58.
- DAHLHAUSEN, J. UND RÖTZER, T. (2014): Zuwachstrends von Linden (*Tilia cordata*) in Berlin in Abhängigkeit von Stadtklima und Umweltbedingungen. 8. BIOMET-Tagung, Mensch-Pflanze-Atmosphäre im 21. Jahrhundert (Tagungsband) Tharandter Klimaprotokolle, Bd. 20: 134-136.
- DAVIES, Z.G., Edmonson, J.L., Heinemeyer, A., Leake, J.R., Gaston, K.J. (2011): Mapping an urban ecosystem service: quantifying above-ground storage at a city-wide scale. Journal of Applied Ecology 48: 1125-1134.
- DAVIES, Z.G., Dallimer, M., Edmonson, J.L., Leake, J.R., Gaston, K.J. (2013): Identifying potential sources of variability between vegetation carbon storage estimates for urban areas. 183: Environmental Pollution 183: 133-142.
- DAY S.D., Wiseman, P.E., Dickinson, S.B., Harris, J.R. (2010) Tree root ecology in the urban environment and implications for a sustainable rhizosphere. Arboriculture & Urban Forestry 36: 193-205.

- DDV (2016) <http://www.dachgaertnerverband.de/dachbegruenungsarten/index.php>. [Online] Letzter Zugriff: 01.07.2016
- DOICK, K.J., Peace, A., Hutchings, T.R. (2010) The role of one large greenspace in mitigating London's nocturnal urban heat island. *Science of the Total Environment* 493: 662-671.
- DONOVAN, G.H. UND BUTRY, D.T. (2009): The value of shade: Estimating the effect of urban trees on summertime electricity use. *Energy and Buildings* 41: 662-668.
- EICHHORN, J. (2001): MISKAM. Handbuch zur Version 6, Wackernheim.
- ERELL, E. (2008): The application of urban climate research in the design of cities. *Advances in Building Energy Research* 2:95-121.
- FALGE, E., Reth, S., Brüggemann, N., Butterbach-Bahl, K., Goldberg, V., Oltchev, A., Schaaf, S., Spindler, G., Stiller, B., Queck, R., Köstner, B., Bernhofer, C. (2005): Comparison of surface energy exchange models with eddy flux data in forest and grassland ecosystems of Germany. *Ecological Modelling* 188: 174-216.
- FLEMING, L. E. (1988): Growth estimates of street trees in Central New Jersey. Rutgers University, New Jersey.
- FRANCIS, R.A., LORIMER, J., (2011): Urban reconciliation ecology: The potential of living roofs and walls. *Journal of Environmental Management* 92: 1429-1437.
- FUCHS, M., Schulze, E.-D., Fuchs, M.I. (1977): Spatial distribution of photosynthetic capacity and performance in a mountain spruce forest of northern Germany. *Oecologia* 29: 329-340.
- GETTER, K.L., ROWE, D.B. (2006): The role of extensive green roofs in sustainable development. *HortScience* 41:1276-1286.
- GILL, S.E., Handley, J.F., Ennos, A.R., Pauleit, S. (2007): Adapting cities for climate change: the role of green infrastructure. *Built Environment* 33:115–33.
- GOLDBERG, V. UND BERNHOFER, C. (2001): Quantifying the coupling degree between land surface and the atmospheric boundary layer with the coupled vegetation-atmosphere model HIRVAC *Annales Geophysicae* 19: 581-587.
- GOLDBERG, V., Kurbjuhn, C., Bernhofer, C. (2013): How relevant is urban planning for the thermal comfort of pedestrians? Numerical case studies in two districts of the City of Dresden (Saxony/Germany). *Meteorologische Zeitschrift* 22: 739 – 751
- GOMEZ, F., Gil, L., Jabaloyes, J. (2004): Experimental investigation on the thermal comfort in the city: relationship with the green areas, interaction with urban microclimate. *Building and Environment*, 39, S. 1077-1086.
- GOOGLE EARTH 2015: Google Earth (v.7.1.5.1557, build datum: 5/20/2015), **Stand: 18. Juli 2016.**
- GREGG, J.W., Jones, C.G., Dawson, T.E. (2003): Urbanization effects on tree growth in the vicinity of New York City. *Nature* 424: 183-187.
- GRIMMOND, C.B.S., Souch, C., Hubble, M.D. (1996): Influence of tree cover on summertime surface energy balance fluxes, San Gabriel, Los Angeles. *Climate Research*, 6, S. 45-57.
- GROMKE, C. (2008): Einfluss von Bäumen auf die Durchlüftung von innerstädtischen Straßenschluchten. Masterarbeit, Universität Karlsruhe.

- GROMKE, C. UND RUCK, B. (2007): Influence of trees on the dispersion of pollutants in an urban street canyon – Experimental investigation of the flow and concentration field. *Atmospheric Environment* 41: 3287–3302, 2007.
- GROSS, G. (2012): Effects of different vegetation on temperature in an urban building environment. Micro-scale numerical experiments. *Meteorologische Zeitschrift* 21: 399 – 412.
- HELBIG, A., Baumüller, J., Kerschgens, M. J. (1999): *Stadtklima und Luftreinhaltung*. Zweite vollständig überarbeitete und ergänzte Auflage, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York u.a., 467 S.
- HELD, F. (2011): Einfluss variabler Grünraumstrukturen auf das urbane Klima der Stadt Leipzig. Simulationen mit dem 3D-Mikroklimamodell ENVI-met. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Meteorologie, Technische Universität Dresden, unveröffentlicht, 154 S.
- HOELSCHER, M.T., Nehls, T., Jänicke, B., Wessolek, G. (2016): Quantifying cooling effects of façade greening: Shading, transpiration and insulation. *Energy and Building* 114: 283-290.
- HONJO, T., TAKAKURA, T. (1990/91): Simulation of thermal effects of urban green areas on their surrounding areas. *Energy and Buildings*: 15-16:443-446.
- HÖPPE, P. (1999): The physiological equivalent temperature – a universal index for the biometeorological assessment of the thermal environment. *International Journal of Biometeorology* 43: 71-75.
- HUPFER, P. UND KUTTLER, W. (Hrsg.) (1998): *Witterung und Klima*. 10. Aufl. Teubner, Stuttgart u.a., 413 S.
- HUTYRA, L. R., Yoon, B., Alberti, M. (2011): Terrestrial carbon stocks across a gradient of urbanization: A study of the Seattle, WA region. *Global Change Biology* 17: 783–797.
- INGENIEBÜRO DR. ACHIM LOHMEYER KARLSRUHE UND DRESDEN (2004): Berechnung der Kfz-bedingten Feinstaubemissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb für das Emissionskataster Sachsen, Arbeitspakete 1 und 2, Endbericht, im Auftrag des Sächsischen Landesamts für Umwelt und Geologie.
- INGENIEURBÜRO LOHMEYER & CO. KG (2010): Aktualisierung des Luftreinhalteplans Mannheim, Immissionsauswirkungen von verkehrlichen Massnahmen, im Auftrag des Regierungspräsidiums Karlsruhe.
- INSTITUT FÜR ENERGIE – UND UMWELTFORSCHUNG GMBH (2010): Auswirkungen der neuen Erkenntnisse des Handbuch Emissionsfaktoren 3.1 auf die Höhe der berechneten Partikel- und NOx-Emissionen des Straßenverkehrs – Kurzstudie. Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr des Landes Baden-Württemberg.
- URL <http://www.ifeu.de/verkehrundumwelt/pdf/IFEU%20HBEFA-Vergleich%20UVM%20BaWue%20Juli%202010.pdf>. Letzter Zugriff: 08.07.2015.
- IMHOFF, M. L., Bounoua, L., Defries, R., Lawrence, W. T., Stutzer, D., Tucker, C. J., Ricketts, T. (2004): The consequences of urban land transformation on net primary productivity in the United States. *Remote Sensing of Environment* 89: 434-443.
- JÄNICKE, B., Meier, F., Holescher, M.-T., Scherer, D. (2015): Evaluating the effects of façade greening on human bioclimate in a complex urban environment. *Advances in Meteorology*, Article ID 747259.
- JANSSON, C., Jansson, P.E., Gustafsson, D. (2007): Near surface climate in an urban vegetated park and its surroundings. *Theoretical and Applied Climatology*, 89, S. 185-193.
- JENDRITZKY, G., Havenith, G., De Dear, R. (2006): Stand der Entwicklung beim Universellen Thermischen Klimaindex UTCI. *Berichte des Meteorologischen Instituts der Universität Freiburg* 16: 16-18.
- JENDRITZKY, G., Bröde, P., Fiala, D., Havenith, G., Weihs, P., Batcharova, E., De Dear, R. (2009): Der Thermische Klimaindex UTCI. DWD, Klimastatusbericht 2009, S. 96-101.

- JENDRITZKY, G., FIALA, D., HAVENITH, G., KOPPE, C., LASCHWESKI, G., STAIGER, H., TINZ, B. (2007): Thermische Umweltbedingungen. *Promet*, Jahrg. 33, Nr.3/4, 83-94.
- JIM, C.Y., TSANG, S.W. (2011): Biophysical properties and thermal performance of an intensive green roof. *Building and Environment* 46:1263-1274.
- JO, H. UND MCPHERSON, G. E. (1995): Carbon storage and flux in urban residential greenspace. *Journal of Environmental Management* 45: 109–133.
- JONAS, M. (2014): Stadtklima – Einfluss der Bebauung auf die thermische Belastung. Bachelorarbeit, Professur für Meteorologie, Institut für Hydrologie und Meteorologie, TU Dresden, Dresden, 65 Seiten.
- KENNER, A. (2014): Simulation der Ausbreitung von Luftschadstoffen für das Projektgebiet Alte Stadtgärtnerei unter Nutzung des Modells ENVI-met, Werkvertragsbericht an die Professur für Meteorologie der TU Dresden, Dresden, unveröffentlicht.
- KÄNDLER, G., ADLER, P., HELLBACH, A. (2011): Wie viel Kohlenstoff speichern Stadtbäume? Eine Fallstudie am Beispiel der Stadt Karlsruhe. *FVA-Einblick* 2:7–10.
- KAYAMA, M., QUORESHI, A.M., KITAOKA, S., KITAHASHI, Y., SAKAMOTO, Y., MARUYAMA, Y., KITAO, M., KOLKE, T. (2003): Effects of deicing salt on the vitality and health of two spruce species, *Picea abies* Karst. and *Picea glehnii* Masters planted along roadsides in northern Japan. *Environment and Pollution* 124: 127-137.
- KÖHLER, M., (2008): Green façades – a view back and some visions. *Urban Ecosystems* 11: 423-36.
- KORDOWSKI, K. UND KUTTNER, W. (2010): Carbon dioxide fluxes over an urban park area. *Atmospheric Environment* 44: 2722-2730.
- KUHNERT, M., KÖSTNER, B (2008): Effects of different climatic conditions on the site potential of Norway spruce, common beech and grassland assessed by modelling photosynthesis. *Geophysical Research Abstracts*, Vol. 10, SRef-ID: 1607-7962/gra/EGU2008-A-10745, EGU General Assembly 2008.
- KUTTNER, W. (2004a): Stadtklima, Teil 1: Grundzüge und Ursachen. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung – Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie* 16: 187-199.
- KUTTNER W. (2004b): Stadtklima, Teil 2: Phänomene und Wirkungen. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung – Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie* 16: 263 – 274.
- KUTTNER, W., MIETHKE, A., DÜTEMAYER, D., BARLAG, A.-B. (2015): *Das Klima von Essen*. Westarp Verlagsservicegesellschaft, Hohenwarsleben, 249 S.
- KUTTNER, W. UND STRASSBURGER A. (1999): Air quality measurements in urban green areas. A case study. *Atmospheric Environment* 33: 4101 – 4108.
- LANDSBERG, H. E. (1981): *The Urban Climate*. International Geophysics, Series Volume 28, Academic Press, New York, 275 S.
- MARUTZKY UND R., SEEGER, K. (1999): *Energie aus Holz und anderer Biomasse/ Grundlagen, Technik, Emissionen, Wirtschaftlichkeit, Entsorgung, Recht*. DRW-Verlage, Leinfelden-Echterdingen, 352 S.
- MATZARAKIS, A. UND AMELUNG, B. (2008): Physiological equivalent temperature as indicator for impacts of climate change on thermal comfort of humans. In: Thomson, M.C., Garcia-Herrera, R., Beniston, M. (Hrsg) (2008): *Seasonal Forecasts, Climatic Change and Human Health*. Health and Climate. Springer, Berlin, Heidelberg u.a., 232 S.

- MATZARAKIS, A., De Rocco, M., Najjar, G. (2009): Thermal bioclimate in Strasbourg – the 2003 heat wave. *Theoretical and Applied Climatology* 98: 209-220.
- MATZARAKIS, A., Mayer, H., Sczepanski, P. (1999b): Urban air pollution and forests. *Advances in Air Pollution* 6: 303-312.
- MATZARAKIS, A., Rutz, F., Mayer, H. (1999a): Estimation and calculation of the mean radiant temperature within urban structures. *Proc. 15th Int. Congr. Biometeor. & Int. Conf. Urban Climatol., ICB9.2*, 1-6.
- MATZARAKIS, A., Rutz, F., Mayer, H. (2007): Modelling radiation fluxes in simple and complex environments – application of the RayMan model. *International Journal of Biometeorology* 51: 323 – 334.
- NG, E., Chen, L., Wang, Y., Yuan, C. (2012): A study on the cooling effects of greening in a high-density city: An experience from Hong Kong. *Building and Environment* 47:256-271.
- NORTON, B.A., Coutts, A.M., Livesley, S.J., Harris, R.J., Hunter, A.M., Williams, N.S.G. (2015): Planning for cooler cities: A framework to prioritise green infrastructure to mitigate high temperatures in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning* 134:127-138.
- MATHEY, J., Rößler, S., Lehmann, I., Bräuer, A., Goldberg, V., Kurbjuhn, C., Westbeld, A. (2012): Noch wärmer, noch trockener? Stadtnatur und Freiraumstrukturen im Klimawandel. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 111:82-86.
- Mayer, H. (1990): Human-biometeorologische Bewertung des Stadtklimas. In: Verein Deutscher Ingenieure, VDI-Kommission Reinhaltung der Luft (Hrsg.) *Umweltmeteorologie*. VDI-Schriftenreihe, 15, S. 87-104.
- MAYER, H. Haustein, C., Matzarakis, A. (1999): Urban air pollution caused by motor-traffic. *Advances in Air Pollution* 6: 251-260.
- MCHALE, M., Burke, I., Lefsky, M., Peper, P., McPherson, E. (2009): Urban forest biomass estimates: Is it important to use allometric relationships developed specifically for urban trees? *Urban Ecosystems* 12: 95–113.
- METTE, H.J. UND KORELL, U. (1986) *Richtzahlen und Tabellen für Forstwirtschaft. Allgemeine forstliche Übersichten, Forstschutz, Jagdwirtschaft der DDR, Holzmeß- und Ertragskunde, Forsteinrichtung*. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 292 S.
- MOONEY, H.A., Canadell, J., Chapin III, F.S., Ehleringer, J.R., Körner, C., McMurtrie, R.E., Parton, W.J., Pitelka, L.F., Schulze, E.-D. (1999): Ecosystem responses to global change. In: WALKER, B., STEFFEN, W., CANADELL, J., INGRAM, J. (Hrsg.): *The Terrestrial Biosphere and Global Change Implications for Natural and Managed Ecosystems*, Cambridge University Press. S.141-189.
- MOSER, A., Rötzer, T., Pauleit, S., Pretzsch, H. (2015) Structure and ecosystem services of small-leaved lime (*Tilia cordata* Mill.) and black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in urban environments. *Urban Forestry & Urban Greening* 14: 1110-1121.
- MÜLLER, N. (2009): *Urbane Wälder: Zwei Brachen, zwei Konzepte. Landschaftsplanerische Entwicklungskonzepte für die Neuanlage urbaner Waldflächen auf zwei Standorten in Leipzig*. Diplomarbeit TU Dresden, Fakultät Architektur, Institut für Landschaftsarchitektur Lehr- und Forschungsgebiet Landschaftsplanung, 96 S.
- NIKOLOVA, I., Janssen, S., Vos, P., Vrancken, K., Mishra, V., Berghmans, P. (2011) Dispersion modelling of traffic induce ultrafine particles in a street canyon of Antwerp, Belgium and comparison with observations. *Science of The Total Environment* 412-413: 336-343.

- NOWAK, D. J. (1994): Atmospheric carbon dioxide reduction by Chicago's urban forest. In: McPherson EG, Nowak DJ, Rowntree RA (Hrsg.) Chicago's urban forest ecosystem: Results of the Chicago urban forest climate project. USDA Forest Service General Report NE-186, Radnor, PA, USA, S. 83-94.
- NOWAK, D.J., McPherson, G., Rowntree, R.A. (1994): Air pollution removal by Chicago's urban forest. In: McPherson EG, Nowak DJ, Rowntree RA (Hrsg.) Chicago's urban forest ecosystem: Results of the Chicago urban forest climate project. USDA Forest Service General Report NE-186, Radnor, PA, USA, S. 63–82.
- NOWAK, D.J. (ohne Jahr): The effects of urban trees on air quality. <http://home.earthlink.net/~colonelbleep/data/EX%20BB%20%20THE%20EFFECTS%20OF%20URBAN%20TREES%20ON%20AIR%20QUALITY.pdf> (am 03.05.2016).
- NOWAK, D. J. UND CRANE, D. E. (2000): The Urban Forest Effects (UFORE) Model: Quantifying urban forest structure and functions. In: Hansen, M., Burk, T. (Hrsg.): Integrated tools for natural resources inventories in the 21st century. General Technical Report NC-212, St. Paul, Mn; 714-720.
- NOWAK, D.J. und Crane, D. E (2002): Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. Environmental Pollution 116: 381-389
- NOWAK, D.J., Crane, D.E., Stevens, J.C. (2006): Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. Urban Forestry & Urban Greening, 4:115–123.
- NOWAK, D.J., Hoehn, III R.E., Crane, D.E. et al. (2007a): Assessing urban forest effects and values, New York City's urban forest. Resour. Bull. NRS-9. Newtown Square, PA, USA Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station.
- NOWAK, D.J., Hoehn, III R.E., Crane, D.E. et al. (2007b): Assessing urban forest effects and values, Philadelphia's urban forest. Resour. Bull. NRS-7. Newtown Square, PA, USA Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station.
- NOWAK, D.J., Hoehn, III R.E., Crane, D.E. et al. (2007c): Assessing urban forest effects and values, San Francisco's urban forest. Resour. Bull. NRS-8. Newtown Square, PA, USA, Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station.
- NOWAK, D.J., McHale, P.J., Ibarra, M., Crane, D.E., Stevens, J.C., Luley, C.J. (1998): Modelling the effects of urban vegetation on air pollution. In: Gryning, S.-E., Chauemerliac, N. (Hrsg.) (1998): Air pollution modeling and its application XII, Plenum Press, New York
- OBERNDORFER, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R.R., Doshi, H., Dunnett, N., Gaffin, S., Köhler, M., Liu, K.K.Y., Rowe, B. (2007): Green roofs as urban ecosystems: ecological structures, functions, and services. Bioscience 57:823–33.
- Oke, T.R. (1978): Boundary Layer Climates. 2. Auflage, Routledge, London und New York, 435 Seiten.
- OKE, T.R. (1981): Canyon geometry and the nocturnal urban heat island: Comparison of scale model and field observations. Journal of Climatology 1: 237-254.
- OKE, T.R. (1982): The energetic basis of the urban heat island. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society 108: 1-24.
- OTTELÉ, M. van Bohemen, H.D., Fraaij, A.L.A. (2010): Quantifying the deposition of particulate matter on climber vegetation on living walls. Ecological Engineering 36:154-162.
- OULDBOUKHITINE, S.E., Belarbi, R., Sailor, S.J. (2014): Experimental and numerical investigation of urban street canyons to evaluate the impact of green roof inside and outside buildings. Applied Energy 114: 273-282.

- PELZMANN, G. (1992): Fallstudien zum Energieholzanbau in der Steiermark. Dissertation. Universität für Bodenkultur Wien.
- PENG, L.L.H., JIM, C.Y. (2013): Green-roof effects on neighborhood microclimate and human thermal sensation. *Energies* 6:598-618.
- PEPER, P. J., McPherson, E. G., Mori, S. M. (2001): Predictive equations for dimensions and leaf area of coastal southern California street trees. *Journal of Arboriculture* 27: 169–181.
- PÉREZ, G., LÍDIA, R., VILA, A., GONZÁLEZ, J.M., CABEZA, L.F. (2011): Green vertical systems for buildings as passive systems for energy savings. *Applied Energy* 88:4854-4859.
- PÉREZ-URRESTARAZU, L., FERNÁNDEZ-CANERO, R., FRANCO-SALAS, A, EGEA, G. (2015): Vertical greening systems and sustainable cities. *Journal of Urban Technology* 22:65-85.
- PERINI, K., OTTELÉ, M., HAAS, E.M., RAITERI, R. (2013): Vertical greening systems, a process tree for green façades and living walls. *Urban Ecosystems* 16: 265-277.
- PETERSEN, A., ECKSTEIN, D., LIESE, W. (1982): Holzbiologische Untersuchungen über den Einfluß von Auftausalz auf Hamburger Straßenbäume. *Forstwiss. Centralblatt* 101: 353-365.
- PIETSCH, J. UND KAMIETH, H. (1991): Stadtböden. Entwicklungen Belastungen Bewertung und Planung. Eberhard Blottner Verlag, Taunusstein. 294 S.
- PILLSBURY, N. H., REIMER, J. L., THOMPSON, R. P (1998): Tree volume equations for fifteen urban species in California. Technical Report No. 7. Urban Forest Ecosystems Institute, California's Polytech. State University, San Luis Obispo.
- POTCHTER, O., PNINIT, C., BITAN, A. (2006): Climatic behaviour of various urban parks during hot and humid summer in the Mediterranean city of Tel Aviv, Israel. *International Journal of Climatology*, 26, S. 1695-1711.
- PRETZSCH, H. (2009): Forest dynamics, growth and yield. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, 664 S.
- QUECK, R. (2004): Fraktionierung und zeitliche Differenzierung von Depositionsraten in Waldbeständen. Tharandter Klimaprotokolle, Band 11, Hausdruckerei der TU Dresden, TU Dresden.
- QUIGLEY, M.F. (2004): Street trees and rural conspecifics. Will long-lived trees reach full size in urban conditions? *Urban Ecosystems* 7: 29-39.
- RACITI, S.M., HUTYRA, L.R., RAO, P., FINZI, A.C. (2012): Inconsistent definitions of „urban“ result in different conclusions about the size of urban carbon and nitrogen stocks. *Ecological Applications* 22: 1015-1035.
- RIES, K. UND EICHHORN, J. (2001): Simulation of effects of vegetation on the dispersion of pollutants in street canyons. *Meteorologische Zeitschrift* 10: 229 – 233.
- RINGAT, J. (2012): Simulation der kumulativen thermischen Belastung von Fußgängern in Dresdener Stadtgebieten anhand von Modellsimulationen. Diplomarbeit, Professur für Meteorologie, Institut für Hydrologie und Meteorologie, TU Dresden, Dresden, 132 Seiten.
- RINGAT, J. (2013): Bericht zur Bewertung der thermischen Zustandsänderung zwei verschiedener Leipziger Modellflächen bei sich generierender Vegetation. Werkvertragsbericht an den Lehrstuhl für Meteorologie der TU Dresden, Dresden, unveröffentlicht.
- RÖHLE, H. (2010): Persönliche Mitteilung. Professur für Waldwachstum und Holzmesskunde, Technische Universität Dresden.
- RÖTZER, T. (2007): Auswirkungen des Stadtklimas auf die Vegetation. *Promet* 3/1-2: 40-45.

- RÖTZER, T., WITTENZELLER, M., HAECKEL, H., NEKOVAR, J. (2000): Phenology in Central Europe – differences and trends of spring phenophases in urban and rural areas. *Int. J. Biometeorology* 44: 60-66.
- ROWNTREE, R.A. UND NOWAK, D.J. (1991): Quantifying the role of urban forests in removing atmospheric carbon dioxide. *Journal of Arboriculture* 17: 269-275.
- RUSSO, A., ESCOBEDO, F.J., ZERBE, S. (2016): Quantifying the local-scale ecosystem services provided by urban treed streetscapes in Bolzano, Italy. *AIMA Environmental Science* 3: 58-76.
- RUST, S. (2014): Analysis of regional variation of height growth and slenderness in populations of six urban tree species using a quantile regression approach. *Urban Forestry & Urban Greening* 13: 336-343.
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.) (2005): Luftreinhalteplan für die Stadt Leipzig, 2005.
- SAITO, I., ISHIHARA, O., KATAYAMA, T. (1990/91): Study of the effect of green areas on the thermal environment in an urban area. *Energy and Buildings* 15-16: 93-498.
- SANTAMOURIS, M. (2014): Cooling the cities – a review of reflective and green roof mitigation technologies to fight heat island and improve comfort in urban environments. *Solar Energy* 103:682-703.
- SCHLÜTER, I. (2006): Simulation des Transportes biogener Emissionen in und über einem Waldbestand mit einem mikroskaligen Modellsystem. *Berichte aus dem Zentrum für Meeres- und Klimaforschung (Reihe A Meteorologie) Bd. 39, Hamburg, 114 S.*
- SCHMIDT, P.A. (2001): Die Baum – und Straucharten Sachsens – Charakterisierung und Verbreitung als Grundlagen der Generhaltung. *Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten, Heft 24.*
- SCHÖDER, L. (2011) Klimatische Differenzen der Stadt Leipzig im Vergleich zum Umland. *Studentische Arbeit im Studiengang Geographie (Diplom) am Lehrstuhl für Meteorologie, Technische Universität Dresden, unveröffentlicht.*
- SCHÖNWEISE, C.-D. (1994): *Klimatologie. Ulmer, Stuttgart, 440 S.*
- SCHULZE, E.-D., BECK, E., MÜLLER-HOHENSTEIN, K. (Hrsg.) (2002): *Pflanzenökologie. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, 846 S.*
- SEINFELD, J. H. UND PANDIS, S. N. (1997): *Atmospheric Chemistry and Physics. From Air Pollution to Climate Change. John Wiley & Sons, New York, Chisester, Weinheim u.a., 1326 S.*
- SEMENZATO, P., CATTANEO, D., DAINESE, M. (2011): Growth prediction for five tree species in an Italian urban forest. *Urban Forestry & Urban Greening* 10: 169–176.
- SHASHUA-BAR, L. UND HOFFMAN, M.E. (2000): Vegetation as a climatic component in the design of an urban street. An empirical model for predicting the cooling effect of urban green areas with trees. *Energy and Buildings*, 31, S. 221-235.
- SHIGETA, Y., OHASHI, Y., KIKEGAWA, Y., NAKAMURA Y., IHARA, T., NABESHIMA, M., HIRANO, Y. (2015): Cooling effects of large green park on urban atmosphere observed at the Osaka Castle Park in Osaka, Japan. *ICUC9 - 9th International Conference on Urban Climate.*
- SIEVERS, U. (2012): *Das kleinskalige Strömungsmodell MUKLIMO_3. Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach am Main.*
- SMIDT, S. (1999): *Lexikon Waldschädigende Luftverunreinigungen. Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien, Wien.*

- SOEGAARD, H. UND MØLLER-JENSEN, L. (2003). Towards a spatial CO₂-Budget of a metropolitan region based on textural image classification and flux measurements. *Remote Sensing of Environment* 87: 283-294.
- STADT LEIPZIG (Hrsg.) (2009): Luftreinhalteplan für die Stadt Leipzig.
- STOFFBERG, G., Van Rooyen, M., Van der Linde, M., Groeneveld, H. (2008): Predicting the growth in tree height and crown size of three street tree species in the City of Tshwane, South Africa. *Urban Forestry & Urban Greening* 7: 259–264.
- STROHBACH M.W. UND HAASE, D. (2012): Above-ground carbon storage by urban trees in Leipzig, Germany: Analysis of patterns in a European city. *Landscape and Urban Planning* 104: 95-104.
- STÜLPNAGEL, A. (1987): Klimatische Veränderungen in Ballungsgebieten unter besonderer Berücksichtigung der Ausgleichswirkung von Grünflächen, dargestellt am Beispiel von Berlin (West). Dissertation, Technische Universität Berlin.
- SUSCA, T., Gaffin, S.R., Dell’Osso, G.R. (2011): Positive effects of vegetation: urban heat island and green roofs. *Environ Pollution* 159: 2119–2126.
- TAN, C.L., Wong, N.H., Jusuf, S.K. (2014): Effects of vertical greenery on mean radiant temperature in the tropical environment. *Landscape and Urban Planning* 127: 52-64.
- THIEL, S. (2014): Validierung des Stadtklimamodells ENVI-met mit räumlich stationär und mobil gemessenen Daten in der Dresdner Neustadt. Masterarbeit, Professur für Meteorologie, Institut für Hydrologie und Meteorologie, TU Dresden, Dresden, 139 Seiten.
- THIEL, S. (2015): Urbanes Grün – Thermische Wirkung an einem heißen Sommertag. Werkvertragsbericht an die Professur für Meteorologie der TU Dresden, Dresden, unveröffentlicht.
- TRATALOS, J. Fuller, R.A., Warren, P.H., Davies, R.G., Gaston, K.J. (2007): Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning* 83: 308-317.
- TROXEL, B., Piana, M., Ashton, M.S., Murphy-Dunning, C. (2013): Relationships between bole and crown size for young urban trees in the northeastern USA. *Urban Forestry & Urban Greening* 12: 144-153
- TYRVÄINEN, L., Pauleit, S., Seeland, K. et al. (2005): Benefits and uses of urban forests and trees. In: Konijnendijk, C.C., Nilsson, K., Randrup, T.B. et al. (Hrsg.) *Urban Forests and Trees*. Heidelberg, Springer-Verlag, S. 81-110.
- UPMANIS, H., Eliasson, I., Lindquist, S. (1998): The influence of green areas on nocturnal temperatures in a high latitude city (Göteborg, Sweden). *International Journal of Climatology*, 18, S. 681-700.
- VAN HERZELE, A., DE VRIES, S. (2012): Linking green space to health: a comparative study of two urban neighbourhoods in Ghent, Belgium. *Population and Environment* 34: 171-193.
- VESALA, T., Järvi, L., Launiainen, S., Sogachev, A., Rannik, Ü., Mammarella, I., Siivola, E., Keronen, P., Rinne, J., Riikonen, A., Nikinmaa, E. (2008): Surface-atmosphere interactions over complex terrain in Helsinki, Finland. *Tellus* 60B: 188-199.
- VOGT, R., Christen, A., Rotach, M.W., Roth, M., Satyanarayana, A.N.V. (2006) Temporal dynamics of CO₂-fluxes and profiles over a Central European city. *Theoretical and Applied Climatology* 84: 117-126.
- WANIA, A., Bruse, M., Blond, N., Weber, C. (2012): Analysing the influence of different street vegetation on traffic-induced particle dispersion using microscale simulations. *Journal of Environmental Management* 94: 91-101.

- WHITFORD, V., Ennos, A.R., Handley, J.F. (2001): „City form and natural process“ – indicators for ecological performance of urban areas and their application to Merseyside, UK. *Landscape and Urban Planning* 57: 91-103.
- WONG, N.H., Tan, A.Y.K., Chen, Y., Sekar, K., Tan, P.Y., Chan, D., Chiang, K., Wong, N.C. (2010): Thermal evaluation of vertical greenery systems for building walls. *Building and Environment* 45: 663-672.
- YANG, J., McBride, J., Zhou, J., Sun, Z. (2005): The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. *Urban Forestry & Urban Greening* 3:65–78.
- YIQI, L. UND ZHOU, X. (2010): *Soil respiration and the environment*. Academic Press Elsevier, Amsterdam u.a., 328 S.