



都市におけるガス拡散の屋外実測と風洞実験との対応および相似則の確認 Comparison between Field Measurement and Wind Tunnel Experiments of Gas Dispersion in an Urban Area and Verification of Similarity Law

立花 卓巳*¹ 義江 龍一郎*² 中山 悟*³ 岸田 岳士*⁴ 宮下 康一*¹ 佐々木 亮治*¹
Takumi TACHIBANA Ryuichiro YOSHIE Satoru NAKAYAMA Takeshi KISHIDA Koichi MIYASHITA Ryoji SASAKI

SUMMARY

This study aims to validate prediction of pollutant dispersion in urban area based on wind tunnel experiment. For this purpose, wind tunnel experiments and field measurements of tracer gas dispersion were conducted in the campus of Tokyo Polytechnic University, and their results were compared. In addition, wind tunnel experiment was carried out under various conditions of experimental model scale, wind speed, and pollutant emission rates to confirm similarity law. The normalized concentration obtained by the wind tunnel experiments agreed well with the field measurement data. It was also confirmed that the normalized non-dimensional concentration was nearly independent of experimental model scale, wind speed, and pollutant emission rate.

keywords: pollutant dispersion, field measurement, wind tunnel experiments, similarity law

1. はじめに

都市の大気汚染の環境影響評価(環境アセスメント)では、濃度分布の予測にプルームモデルが用いられている。プルームモデルとは、図1に示すように、汚染物質が風下に直線的に流されながら、その濃度分布がガウス分布に従うことを仮定したモデルである。プルームモデルは高層煙突等から広域の拡散予測には適しているが、建物

群が存在する都市街区内の予測に用いることは適切ではない。その典型的な例は、図1に示すような都市街区内で逆流が生じている場合である。地表付近では、逆流に乗って汚染物質は上空の流れとは反対方向に流れるが、プルームモデルでは上空の風と同じ方向に流れていると予測しているのである。それにもかかわらず、周りをビルで囲われた建設地から発生する排ガスの近隣地域への拡散

* 1 株式会社風工学研究所 tachibana@wei.co.jp
Wind Engineering Institute, Co., Ltd.

* 2 東京工芸大学 教授
Professor, Tokyo Polytechnic University

* 3 東芝インフラシステムズ株式会社
Toshiba Infrastructure Systems & Solutions Corporation

* 4 一般財団法人 電力中央研究所
Central Research Institute of Electric Power Industry

(原稿受理年月日: 2022年3月29日, 採用決定年月日: 2022年6月7日)

予測にまでブルームモデルが使われている。予測濃度が環境基準値を大きく下回るのであれば、問題はない可能性もあるが、都心の開発では建設中の二酸化窒素濃度が敷地境界近傍において、環境基準を上回ることがしばしばある。

一方、ビル風の環境影響評価では、風洞実験が一般的に行われており、近年では数値流体解析によるものも見られるようになってきた。しかしこうした風工学技術は、都市街区内の大気汚染の環境影響評価には用いられていないのが現状である。この理由として以下の三つが考えられる。

一つ目は、大気汚染の予測では、大気安定度を考慮する必要があり、風洞実験や数値流体解析の検討ケースが膨大な数（大気安定度 10 段階×16 風向＝160 ケース）になってしまうことである。このような膨大なケースの実験や解析を行うことは現実的には不可能である。

二つ目は、実市街地における汚染物質拡散を対象とした風洞実験結果を、屋外拡散実測結果と比較検証した例が少ないことである。数少ない例として、上原らや高橋らの交差点における自動車排気ガス拡散の研究^{1,2,3)}、Yassin らの都市部において風向変化が汚染物質の拡散に与える影響を調査した研究⁴⁾、Kennedy らのオーストラリア・シドニーの市街地での自動車排気ガス拡散の研究⁵⁾、Schatzmann らのストリートキャニオン内の自動車排気ガス拡散の研究⁶⁾などが挙げられるが、実測における基準風向・風速やガス排出量、大気安定度の不確かさが大きいように思われる。

三つ目は、実市街地を対象とした拡散風洞実験で相似則を確認した例がないことである。拡散風洞実験による相似則を確認した例として、持田らが単体の角柱模型を用いて確認した研究⁷⁾と Cermak・武田⁸⁾らによる原子力発電所施設を対象に確認した研究が挙げられるが、実市街地でこれを検証した例は見られない。

本研究の最終目標は、風洞実験や数値流体解析および、大気安定度影響関数（今後の研究で提案）を用いた新たな大気汚染の環境影響評価手法を構築することである。この大気安定度影響関数とは、上記の一つ目の課題を解決するためのもので、中立時の無次元濃度から異なる大気安定度下の無次元濃度を予測する関数である。そのため、まず中立時の無次元濃度を風洞実験や数値流体解析によって精度よく予測する必要がある。

そこで、本報では、上記の二つ目と三つ目の課題を検討するために、東京工芸大学厚木キャンパスを対象に屋外拡散実測と風洞実験を実施し、両者の比較検証を行う。

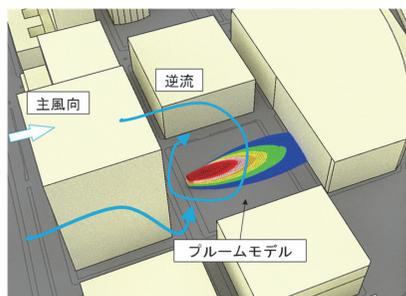


図1 市街地内へのブルームモデルの適用
Fig. 1 Image of plume model application in the city

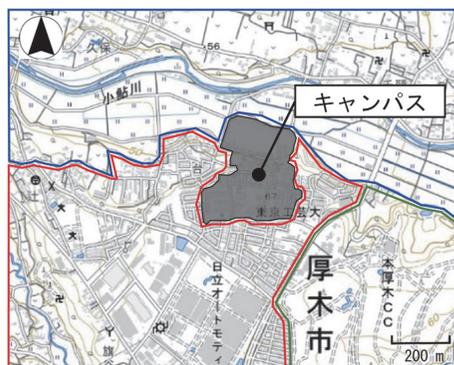


図2 実測場所とその周辺状況⁹⁾
Fig. 2 Field measurement location and surrounding conditions around Tokyo Polytechnic University⁹⁾

屋外拡散実測ではトレーサーガスの排出量や基準点の風向・風速、大気安定度を明確にし、不確かさをできる限り小さくする。さらに、実験模型の縮尺率や、実験風速、トレーサーガスの排出量を変化させた風洞実験を行い、汚染物質拡散風洞実験における相似則を確認する。なお、本研究で得られた屋外拡散実測結果や風洞実験結果は、数値流体解析検証用のデータベースとして公開し、研究者・技術者に広く活用してもらうことも目的の一つである。

2. 屋外拡散実測概要

2. 1 実測場所

屋外拡散実測は、神奈川県厚木市にある東京工芸大学・厚木キャンパス内で実施した。図2にキャンパスとその周辺状況⁹⁾を示す。キャンパスの北側（図2の青線）は田畑が東西に渡って広がるため建物も少なく開けている。また、東側（図2の緑線）はゴルフ場となっている。一方、南側から西側（図2の赤線）は主に高さ8m程度の住宅が建ち並ぶ。キャンパス内の拡大図を図3に示す。学内の北側はグラウンド、南側がキャンパスとなっており、キャンパスには高さ4m-30m程度の建物が建っている。キャンパスとグラウンドの間は崖となっているため、

グラウンドはキャンパスより 30 m 程度低い位置となる。

2. 2 基準風向および風速の測定場所

基準となる風向と風速 U_H は、図 3 に示す本館屋上に設置された超音波風速計（ソニック社製 SAT-600）で測定した。サンプリング周波数は 10Hz とした。超音波風速計は、本館屋上のペントハウス上に立てられたポールの上端に設置されている。ペントハウスの高さは 4m、ペントハウスから超音波風速計までの高さは約 10m である。つまり、本館屋上から超音波風速計までの高さは約 14m である。このように、超音波風速計の設置位置をできるだけ高くすることで、測定される風速・風向に対する本館建物の影響をできるだけ小さくしようとしている。基準高さ H は、超音波風速計の地面からの設置高さ 41 m とした。

2. 3 濃度および風速の測定方法

トレーサーガスには、パーフルオロメチルシクロヘキサン (PMCH, C_7F_{14}) を用いた。従来トレーサーガスとして用いられてきた SF_6 は温室効果ガスに指定されており、バックグラウンド濃度が ppt (10^{-12}) のオーダーである。これに対し PMCH は ppq (10^{-15}) のオーダーであるため、バックグラウンド濃度の影響が少ない測定を行うことができ、排出量も抑えることができる。この排出状況を図 4 (a) に示す。排出時のトレーサーガス濃度は 200 ppm であり、地上 1.5 m から流量 5 L/min (排出速度は約 0.003 m/s) で、捕集開始時刻 10 分前から捕集終了時刻まで流し続けた。測定点は図 3 に示す 15 点であり、地上 3 m の高さで専用捕集管を設置し、吸着捕集を行った (図 4 (b))。

表 1 に実測のスケジュールを示す。実測期間は 2014 年 2 月 25 日と 2 月 26 日の二日間である。捕集時間は 30 分間とし、2 日間で合計 18 回の捕集を行った、その各回を「ラン」と呼ぶこととする。後日、捕集管からトレーサーガス PMCH を加熱脱着させ、ECD (Electro Capture Detector) 付ガスクロマトグラフ装置を用いて分析を行った。

風向・風速の測定は図 3 の 15 点の内、9 地点 (測定点 ①, ③, ④, ⑤, ⑥, ⑨, ⑩, ⑬, ⑭) で行った。これらの測定点の内 4 点 (測定点 ③, ④, ⑥, ⑨) は固定点であり、全てのランで計測を実施した。測定には、超音波風速計 (VAISALA 社製 WMT-700 (図 5 (a)) を用いた。サンプリング周波数は 4Hz、測定高さは濃度の測定高さに合わせて 3m とした。残りの 5 点 (測定点 ①, ⑤, ⑩, ⑬, ⑭) では、超音波風速計 (VAISALA 社製 WXT530 (図 5 (b)) を移動しながら測定を行った。そのため、ランによっては測定していない測定点がある。なお、サンプリング周波数は、1Hz である。風速の平均化時間は、どの測定点においても濃度測定時間に合わせ 30 分間とした。

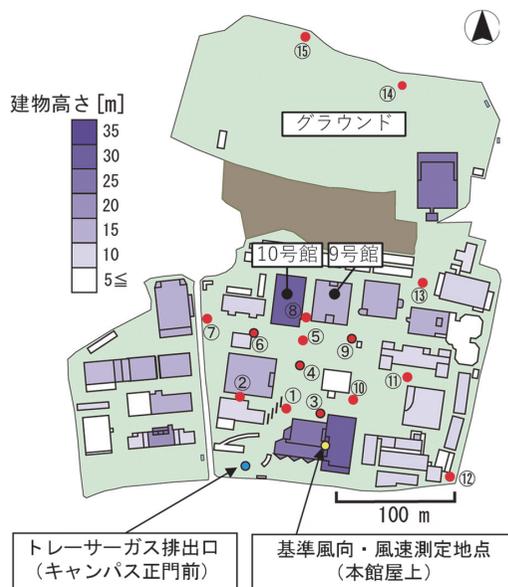


図 3 キャンパス拡大図と測定点
Fig. 3 Enlarged view of the campus and measurement points

表 1 屋外拡散実測のタイムテーブル

Table 1 Timetable of field measurement

2014年2月25日		2014年2月26日	
ラン	時間帯	ラン	時間帯
1	11:00~11:30	9	12:00~12:30
2	11:30~12:00	10	12:30~13:00
3	12:00~12:30	11	13:00~13:30
4	12:30~13:00	12	13:30~14:00
5	13:00~13:30	13	14:00~14:30
6	13:30~14:00	14	14:30~15:00
7	14:00~14:30	15	15:00~15:30
8	14:30~15:00	16	15:30~16:00
		17	17:00~17:30
		18	17:30~18:00



(a) トレーサーガス排出口 (b) トレーサーガス捕集
図 4 トレーサーガス排出口と捕集状況

Fig. 4 Situation of the tracer gas source and a sampling point



(a) 固定観測の状況 (b) 移動観測の状況
図 5 超音波風速計の設置状況

Fig. 5 Situation of an ultrasonic anemometer

3. 実施日の気象条件

3. 1 基準点の風向および風速

実測期間における基準点の平均風速と平均風向を図 6 に示す。平均風向には風向の標準偏差の幅も示している。両日とも測定を開始した昼頃の風速は低いが、時間の経過とともに風速が高くなり、風向変動も小さく南寄りで安定していることが分かる。特に、26 日の 13 時以降は風向変動の標準偏差も小さく安定している。なお、実測期間中の天候は、降水もなく晴天であった。

3. 2 基準風向・風速の建物による影響

基準点は設置した建物自身の影響をできるだけ小さくするように配慮しているが、完全に建物の影響を無くすることはできない。基準点の風向・風速は、結果を整理するうえで、重要なパラメータであるため、建物自身の影響を確認する必要があると考えられる。そこで、ドップラーライダーによる風向・風速データと比較を行った¹⁰⁾。図 7 に基準点における超音波風速計の測定値とドップラーライダーによる観測値の比較を示す¹⁰⁾。超音波風速計とドップラーライダーの観測値はよく一致するものの、風向によっては建物の影響を受けている。4 章以降で述べる風向角 $170^\circ \sim 210^\circ$ の範囲に着目してみると基準点の風向が平均的に 5.6 度程度西よりに傾くことが分かった。後述の風洞実験における基準風向（上空の風向）は、ターンテーブルの設置角度で決めているため、実測の基準風向は上空の風向と同じになるように補正する必要がある。そこで、本研究では、基準点の平均風向から 5.6 度引いて結果を整理した。基準風速については、屋外拡散実測と風洞実験の基準点の測定位置は同じであり、両者の基準風速は建物の影響を同じように受けているため、補正は行わない。

3. 3 大気安定度

後述の風洞実験では、中立時を想定して実験を行った。そのため、実測期間における大気安定度を調べ、比較対象とするデータの抽出を行った。本研究では、本館屋上の超音波風速計によって測定された音仮温度の変動成分と風速変動の測定値から渦相関法（平均時間 10 分間）により、モニン・オブコフ長さ L と基準高さ H を用いて大気安定度パラメータ H/L を算出した¹⁰⁾。図 8 に実測期間 (a) 2 月 25 日、(b) 2 月 26 日における H/L を示す。図 8 の上部の数字は表 1 のラン番号に対応している。 H/L は 0 付近が中立、正值が安定、負値が不安定を意味している。両日ともに 11 時から 14 時頃まではラン間でばらつきが大きく、不安定の傾向を示す時間が多い。濃度測定を行った時間帯の中では、2 月 26 日の 13 時以降が中立に近い値となっていることが確認できる。したがって、本報では屋

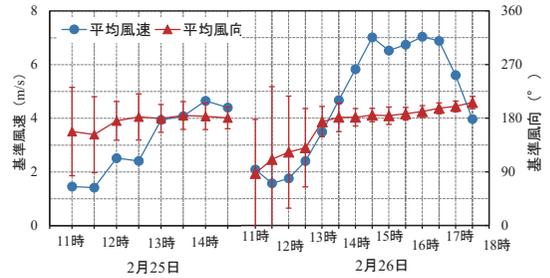
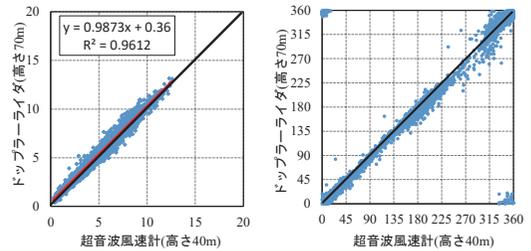


図 6 超音波風速計による平均風向と平均風速
Fig.6 Mean wind direction and wind speed measured by an ultrasonic anemometer



(a) 風速 (風向 S) (b) 風向
図 7 超音波風速計とドップラーライダーによる測定値の比較¹⁰⁾

Fig. 7 Comparison of ultrasonic anemometer and Doppler lidar measurements¹⁰⁾

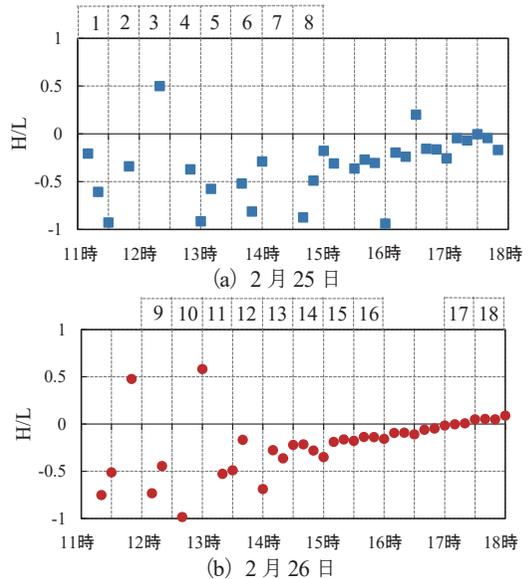


図 8 実測期間の大気安定度パラメータ H/L
Fig. 8 Atmospheric stability parameter H/L for the field measurement period

外拡散実測で得られた 18 回の測定結果の内、2 月 26 日の 13 時半以降の 7 ラン (No.12~18) を中立とみなし、風洞実験との比較対象データとした。

4. 屋外拡散実測結果

4. 1 平均風向・平均風速

図9にラン13の風速比のベクトル図を示す。ベクトルを表示している点は、2.3節で示した固定観測点の4点(測定点③, ④, ⑥, ⑨)と移動観測点の1点(測定点①)の計5点である。その他のランは、測定した点が少ない、かつ流れの傾向が概ね同じであるため割愛する。

各測定点のベクトルの算出方法は以下の通りとした。超音波風速計により得られた時々刻々の風速の U 成分と V 成分ごとに30分間平均風速を算出し、成分同士で合成することでベクトル和を求めた。各測定点のベクトル長さは基準点の風速で基準化している。測定点①, ④は北寄りの風向, 測定点⑥は東寄りの風向, 測定点⑨は西寄りの風向となる。これは南よりの風が9号館(高さ約18m)と10号館(高さ約30m)に当たって吹き降ろし, 測定点④と①側に逆流するとともに, 測定点⑥, ⑨に向かって東西に分かれて流れていると考えられる。測定点③は西寄りの風向となる。

4. 2 平均濃度

濃度の測定結果は、以下の(1), (2)式で定義される無次元濃度 C^* で整理した。

$$C_0 = \frac{q}{U_H H^2} \quad (1)$$

$$C^* = \frac{C}{C_0} \quad (2)$$

ここで、

C_0 : 基準濃度 [-]

C : 各測定点の濃度 [-]

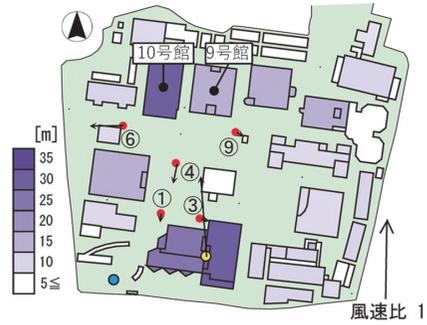
C^* : 無次元濃度 [-]

q : トレーサーガス排出量 [m^3/s]

H : 基準高さ [m]

U_H : 基準風速 [m/s] (基準高さ H における風速)

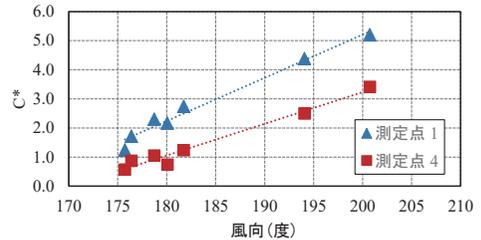
図10に基準点の平均風向と代表的な測定点①, ④, ⑦, ⑧, ⑨における無次元濃度の関係を示す。また図11には、各ランにおける測定点毎の無次元濃度 C^* の30分間平均値をバブルチャートとして示す。図11のサブタイトルには基準点の平均風向を併記した。バブルチャートは、風向175.9度(南東寄り)~200.7度(南西寄り)の順に並べている。丸の大きさと色の濃淡が無次元濃度の大きさを表している。色の濃淡はカラーバーの数値に対応している。図10と図11を見ると、測定点⑦を除いて基準点の平均風向が175.9度(南東寄り)から200.7度(南西寄り)へと変化するにつれて、キャンパス内の無次元濃度の値が



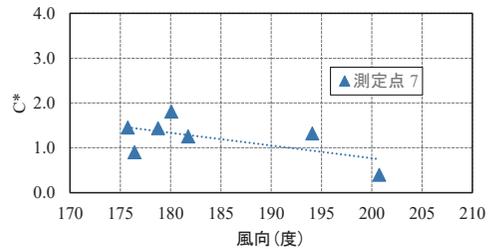
ラン13 : 基準点風向175.9度

図9 各測定点における風速比のベクトル図

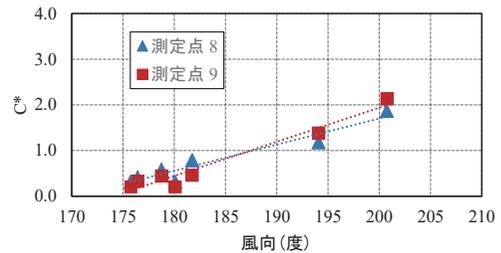
Fig. 9 Vector of mean wind speed ratio at measurement point



(a) 測定点①, ④



(b) 測定点⑦

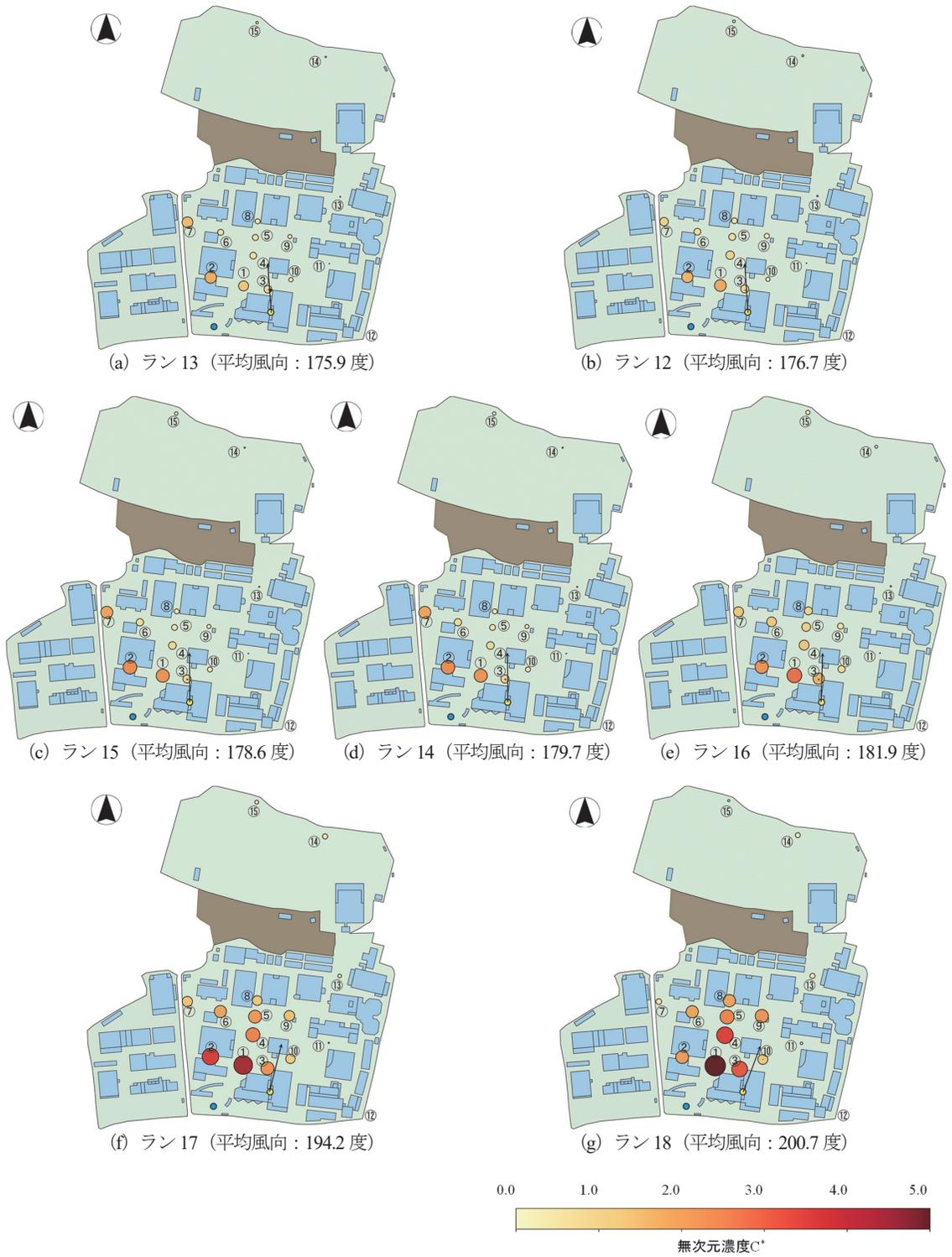


(d) 測定点⑧, ⑨

図10 屋外拡散実測による平均風向と無次元濃度の関係

Fig. 10 Normalized mean concentration values as a function of wind direction

大きくなる様子が明らかである。特に、平均風向194.2度以上は、キャンパス内の無次元濃度がかなり大きくなる。一方、最も西側の測定点⑦はキャンパスを分断する道路沿いに位置している。この測定点⑦では平均風向が175.9度から200.7度へと変化するにつれて、無次元濃度が小さくなる傾向となり、他の測定点と逆の関係になっている。



※平均風向は図中の基準点のベクトルを参照

図 11 無次元濃度のバブルチャート

Fig. 11 Bubble chart of normalized mean concentration

以上のことから、南寄りの風の場合、風向角が大きくなるとトレーサーガスがキャンパス内部に入りやすくなり、逆に風向角が小さくなると、キャンパスを分断する道路の方に流れやすくなると考えられる。

5. 風洞実験概要

5. 1 風洞実験施設と実験模型

実験は東京工芸大学のエッフェル型境界層風洞で実施した。測定断面の幅と高さはそれぞれ 1.2m と 1.0m である。図 12 に風洞実験模型を示す。図 3 におけるキャンパスの測定点④付近を中心として半径 300 m の範囲の地形と建物を再現した。模型の縮尺率は 1/600 である。なお、キャンパスとグラウンドの間に約 30m の高低差があるため、模型風上にテーパーを設置した。テーパーの長さは約 0.27m、高さは 0.045m、角度は約 10 度である。この実験模型およびテーパーは 3D プリントで作成した。

5. 2 実験気流

実験気流は日本建築学会「建築物荷重指針・同解説 2004」¹¹⁾ (以下、荷重指針) の地表面粗度区分 IV 相当とした。

実験気流の鉛直分布は、実験模型が無い状態でターンテーブル(直径 1m)の風上端で測定した。Split-Film-Probe を用いて風速の 3 成分 (U 成分: 主流方向, V 成分: 主流直交方向, W 成分: 鉛直方向) をそれぞれ測定した。サンプリング周波数を 1000Hz とし、1 測定点あたり 180 秒間の測定を行った。基準高さにおける風速(基準風速)は $U_H = 4.1$ m/s とした。

図 13 に平均風速、乱れの強さおよび乱れのスケールの鉛直分布を示す。平均風速および乱れの強さは、荷重指針の分布とよく一致しており、目標とした気流を再現できている。また、乱れのスケールについても、 $Z/H=4$ 以下は荷重指針の分布とよく対応している。図 13(b)には、基準点における 2 月 26 日の 7 ラン(No.12~18)の間に測定された超音波風速計の乱れの強さの実測平均値をプロットしている。プロットに青線で併記している範囲は、7 ランの内の最大値と最小値である。実測値は荷重指針値および実験値と近いことがわかる。図 14 には、風速変動の標準偏差の 3 成分とレイノルズストレスの鉛直分布も示す。

5. 3 実験風向

屋外拡散実測結果より、微小な風向の変化がキャンパス内の濃度分布に大きな影響を与えることが明らかとなった。そこで風洞実験においても微小な風向角の差異によるキャンパス内の濃度分布への影響を確認するために、実験風向は 180 度(南) ± 5 度の 3 風向とした¹²⁾。

なお、屋外拡散実測で基準点の風向角が微小に変化し



図 12 風洞実験模型

Fig. 12 Model of Tokyo polytechnic university's campus

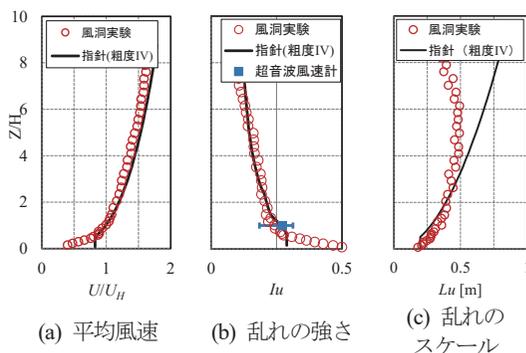


図 13 実験気流

Fig. 13 Mean wind speed, turbulence intensity and integral scale profile of the approach flow in wind tunnel

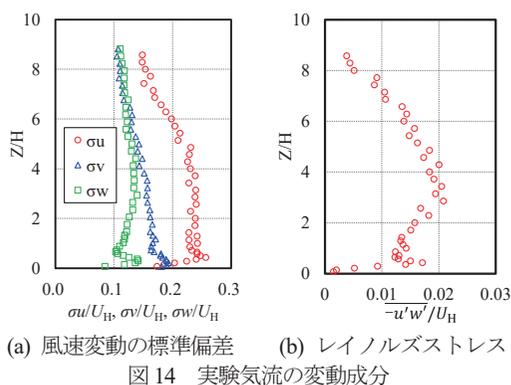


図 14 実験気流の変動成分

Fig. 14 Measured wind speed standard deviation and shear stress profile of the approach flow in wind tunnel

てもキャンパス内の風速ベクトルには大きな変化が見られなかったため、風洞実験でのキャンパス内の風速測定は 180 度(南)のみとした。

図 15 に基準点での屋外拡散実測と風洞実験の風向の発生頻度を示す。縦軸は風向の出現個数を全体の個数で割った相対頻度である。比較対象とした風向は 180 度(南)とした。屋外拡散実測は測定した結果の内、基準点の平均風向が 178.6 度(ラン 15), 179.7 度(ラン 14), 181.9 度(ラン 16)の測定値をプロットしている。風洞実験では、基準点に Split-Film-Probe を主流に対して直交する向きに

設置することで、風速の V 成分の正負を判別できるようにした。風速の U 成分と V 成分を同時に測定し、得られたデータから風向を算出した。屋外拡散実測と風洞実験は非常によく一致しており、風洞実験は実測の風向変動の特性もよく再現している。

5. 4 濃度および風速の測定方法

濃度の測定には、高速全炭化水素測定器 (松見科学計測社製 HTHC) を用いた。トレーサースガスに濃度 100 % エチレン (C_2H_4) を使い、直径 6 mm の排出口から流量 150 cc/min (排出速度 0.088 m/s) で排出した。排出量はマスフローコントローラで制御した。サンプリング周波数は、1000Hz とした。濃度は風速よりばらつきが大きいいため、より長い平均化時間を確保するために 1 測定点あたりの測定時間を 240 秒間とした。

風速の測定方法は 5.2 節で述べた方法と同じである。

5. 5 測定点

濃度および風速の測定点は、屋外拡散実測における濃度の測定位置に合わせて図 3 に示す①~⑮とした。測定高さは屋外拡散実測における濃度の測定高さ 3 m に合わせて 1/600 で 5 mm とした。

6. 屋外拡散実測と風洞実験の比較

6. 1 流れ場の比較

図 16 には風洞実験による各測定点の風速ベクトルを示す。Spilt-Film-Probe により別々に測定した風速の U 成分と V 成分をそれぞれ平均した後にベクトル合成した。風速ベクトルの長さは、基準風速 U_H で基準化している。屋外拡散実測と比較すると、風洞実験における測定点⑥、⑨の風向は屋外拡散実測と近い。しかしながら、屋外拡散実測では、測定点①、④は北寄りの風向であったが、風洞実験では南寄りの風向となる。別途行った LES による数値流体解析結果によると、測定点④の西側にある 12 号館近傍では、南側からの風が正門から 12 号館付近にかけて流れるため南寄りの風向となる。一方、12 号館から東側へ離れると、10 号館と 9 号館から跳ね返ってくる風の影響で北寄りの風向となる。つまり、測定点④付近は微小な位置のずれで、流れの向きが異なると考えられる。また、風洞実験では測定点①近傍の屋根付き掲示板 (図 3 参照) を再現していないため、その付近の流れの傾向が屋外拡散実測と風洞実験で若干異なると考えられる。

6. 2 無次元濃度の比較

図 17 には風洞実験による基準点の平均風向と無次元濃度の関係を図 10 (実測結果) と同じ形式で示す。また図 18 に、風洞実験による流入風向 180 度 ± 5 度の無次元濃

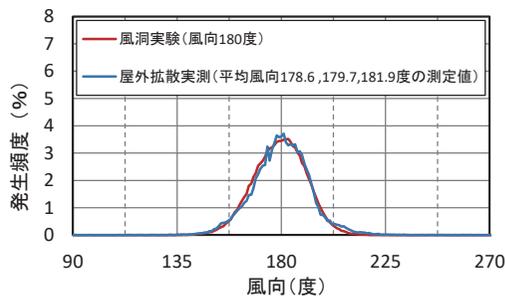


図 15 基準点における風向の発生頻度
Fig. 15 Frequency of wind direction at the reference point

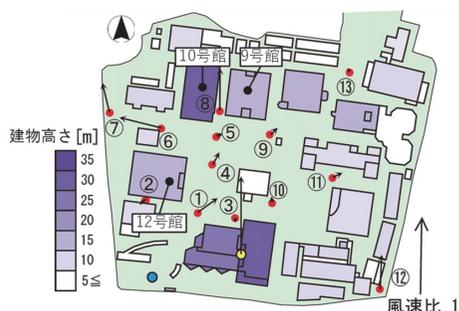


図 16 風洞実験による風速比のベクトル図
Fig. 16 Vector of mean wind speed ratio from wind tunnel experiment

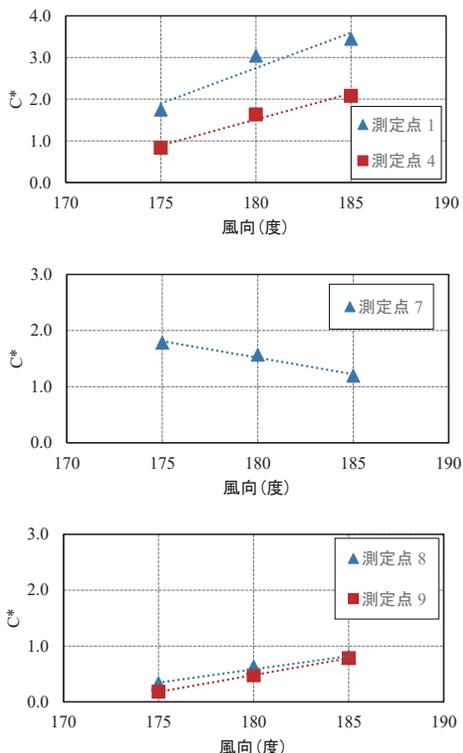


図 17 風洞実験による平均風向と無次元濃度の関係
Fig. 17 Normalized mean concentration values as a function of wind direction

度の時間平均値のバブルチャートを示す。測定点⑦を除いて、流入風向が175度、180度、185度の順に変化するにつれてキャンパス内の無次元濃度が大きくなっている。一方、測定点⑦はそれとは逆の傾向となる。これらの傾向は、屋外拡散実測と同じである。

図19には、各測定点における屋外拡散実測と風洞実験の無次元濃度の時間平均値を風向別に示す。風洞実験の風向175度の比較には、実測のラン12（平均風向176.7度）とラン13（平均風向175.9度）の平均値、風向180度の比較には、ラン14（平均風向179.7度）とラン15（平均風向178.6度）とラン16（平均風向：181.9度）の平均値、風向185度の比較には、ラン16（平均風向：181.9度）とラン17（平均風向：194.2度）の平均値を用いた。

Schatzmann ら⁹⁾は、屋外拡散実測で得られる30分平均無次元濃度は、非常にばらつきが大きく2倍以上の差異が生じることを示し、1回のみの実測結果はスナップショットに過ぎないと述べている。そして、風洞実験で得られた時系列波形を実時間30分相当に分割し、それぞれの平均無次元濃度の最大値と最小値の範囲が、実測のばらつきの範囲と概ね対応することを示している。そこで本研究でも実験結果に対して、Schatzmann らと同様な処理を施した。風洞実験で得られた240秒の時系列波形を4.13秒（実時間30分相当）の58個の波形に分割し、それぞれの平均無次元濃度の最小値と最大値を図19にプロットしている。

風向185度では、どの測定点においても屋外拡散実測と風洞実験は非常によく一致している。風向175度、180度では、屋外拡散実測結果は、風洞実験の最大と最小の時間平均値の範囲にほぼ収まっているものの、測定点①～④において、風洞実験の方が実測より大きめの値となっている。特に風向180度でこの傾向が顕著であり、これは6.1節で述べた理由により、風洞実験の方がキャンパス内部にガスが入りやすくなっているためと考えられる。

7. 拡散風洞実験による相似則の確認

7.1 模型縮尺率が無次元濃度に与える影響

広範囲の拡散現象を対象とした場合には、風洞の大きさの制限から縮尺率を小さくせざるを得ない。そのため、実験精度の低下が懸念される。しかしながら、実在市街地を対象として縮尺率が無次元濃度に与える影響を調査した例はない。そこで、本研究では模型縮尺率を変化させ、縮尺率が無次元濃度に与える影響を調査した。

(1) 実験模型と実験条件

縮尺率 1/300, 1/600, 1/1000, 1/1500, 1/2000 の5種類

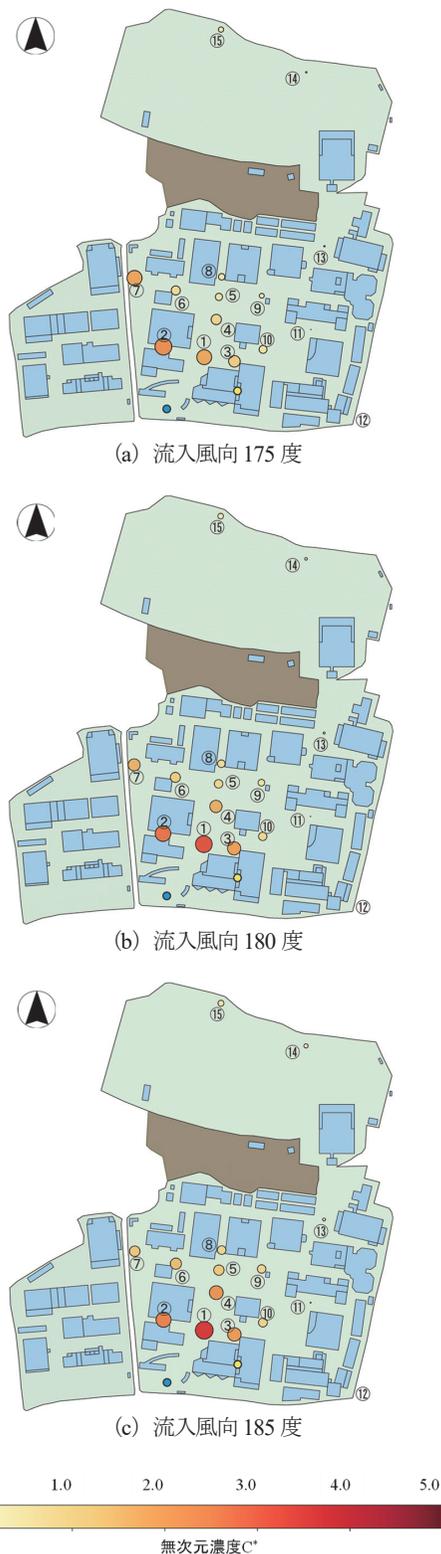


図18 風洞実験による無次元濃度のバブルチャート
Fig. 18 Bubble chart of normalized mean concentration from wind tunnel experiment

の実験模型を用いて風洞実験を行った。このうち、1/1000, 1/1500, 1/2000 の模型は 3D プリンタで作成した模型であり、樹木や周辺住宅の屋根勾配、掲示板等は再現していない。1/300 の模型は、これらが再現された木製模型である。1/600 模型については、木製模型と 3D プリンタ模型の 2 種類で実験を行っている。1/600 の木製模型も針葉樹木や周辺住宅の屋根勾配、掲示板等を再現し、1/600 の 3D プリンタ模型はこれらを再現していない。なお、6 章の実験結果は 3D プリンタ模型によるものである。縮尺率 1/300 と 1/600 の木製模型同士の形状はテーパーも含めて幾何学的に相似であり、縮尺率 1/600, 1/1000, 1/1500, 1/2000 の 3D プリンタ模型同士の形状も同様に幾何学的に相似である。ただし、トレーサガス排出口の直径は全ての模型で 6 mm とした。

全ての模型で、実験風向は 180 度 (南)、基準風速は約 4 m/s、トレーサガス排出量は 150 cc/min とした。したがって、無次元パイナンバーである排出速度比 (トレーサガス排出風速と基準風速の比) も全ての実験で一致させていることになる。

測定点と測定高さは 5.4 節で述べたとおりである。ただし、縮尺率 1/2000 の模型に限り、狭い隣棟間にある測定点②および⑧は濃度計のサンプリングチューブが入らないため計測は行っていない。

縮尺率 1/300 の模型は (株) IHI 技術開発本部 (以下、IHI) の大型温度成層風洞で実験を行った。その他の縮尺率の実験は、東京工芸大学 (以下、工芸大) の風洞で行った。図 20 に IHI と工芸大で測定された実験気流の比較を示す。平均風速は両者で良く一致しているが、乱れの強さについては、工芸大に比べて IHI の値がやや小さい。

(2) 無次元濃度の時間平均値と標準偏差の比較

図 21 に木製模型の縮尺率 1/300 と 1/600 による無次元濃度の時間平均値と変動成分の標準偏差を示す。また図 22 に、3D プリンタ模型の縮尺率 1/600, 1/1000, 1/1500, 1/2000 の模型による無次元濃度の時間平均値と変動成分の標準偏差を示す。

木製模型の縮尺率 1/300 と 1/600 の無次元濃度の時間平均値および標準偏差は、異なる風洞・異なる研究機関で実施されたにもかかわらず、非常によく一致しており、実験の信頼性が高いと考えられる。また、図 19(b) に示した縮尺率 1/600 の 3D プリンタ模型の結果と図 21(a) の縮尺率 1/600 の木製模型の結果を比較すると、木製模型の方が 3D プリンタ模型よりも測定点①～④の無次元濃度が低く、実測結果に近い。木製模型は、周辺住宅の屋根勾配や針葉樹木、掲示板等まで

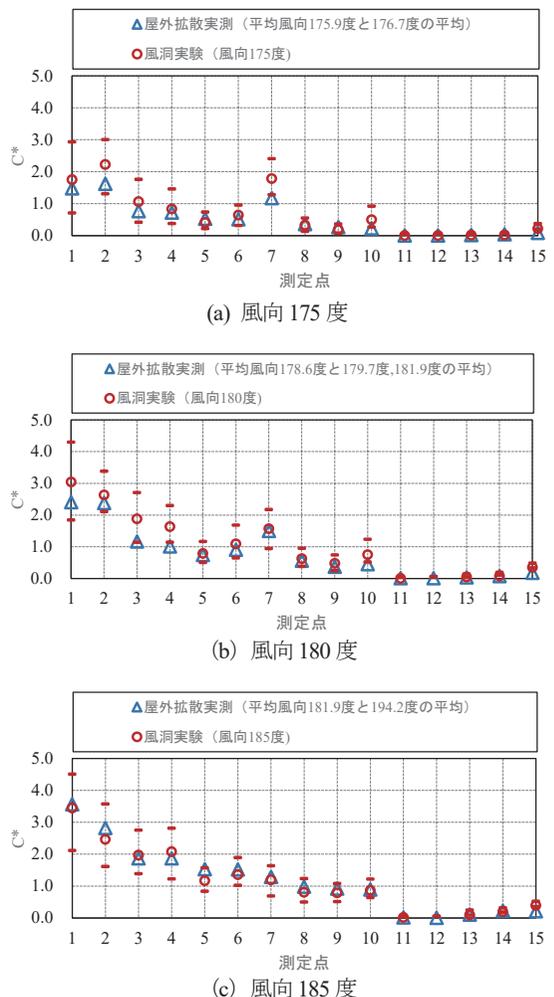


図 19 屋外拡散実測と風洞実験の無次元濃度の比較
Fig. 19 Comparison of normalized mean concentrations from field measurements and wind tunnel experiments

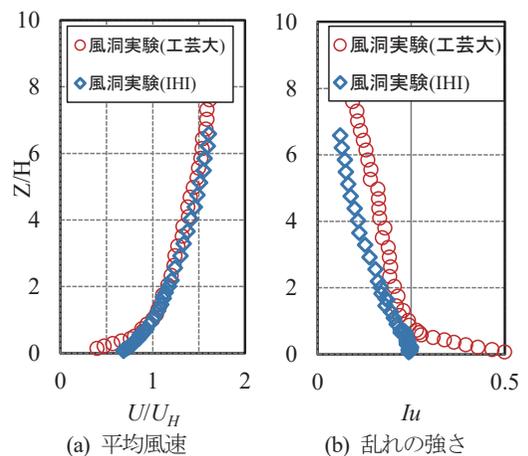


図 20 実験気流の比較
Fig. 20 Comparison of experimental approach flow

再現されているためと考えられる。縮尺率 1/600~1/2000 の 3D プリンタ模型の無次元濃度の時間平均値については、排出口に近い測定点①と②でやや大きな差異が見られるが、縮尺率によらず概ね同程度の値となっている。一方、無次元濃度変動の標準偏差は、縮尺率が小さくなるにつれて値が小さくなる。特に 1/2000 模型でその傾向が顕著である。これは、縮尺率が小さいと、測定高さが粘性底層に近づくため、乱れが抑制され変動成分が小さくなるためと考えられる。

(3) 無次元濃度の相対頻度分布の比較

図 23 には、3D プリンタ模型（縮尺率 1/600, 1/1000, 1/1500, 1/2000）の瞬間無次元濃度 \tilde{C}^* の相対頻度の分布を示す。縦軸は瞬間無次元濃度の出現個数を全体の個数で割った相対頻度である。排出口から近い測定点①と排出口から比較的遠い測定点⑤の代表的な 2 点について示している。排出口に近い測定点①では、縮尺率 1/600 と 1/1000 の頻度分布はよく一致している。縮尺率 1/1500 については、無次元濃度 2 付近から 4 の間の頻度が若干多いがほぼ同様の分布形状である。一方で、縮尺率 1/2000 の模型については、釣り鐘型の分布形状に近く、他の縮尺率とは分布の形が全く異なる。1/2000 模型では測定高さが粘性底層に近づくため、乱れが抑制されて変動成分が小さくなる。そのため、低濃度と高濃度の頻度が少なくなり、平均値付近の頻度が多くなっていると考えられる。

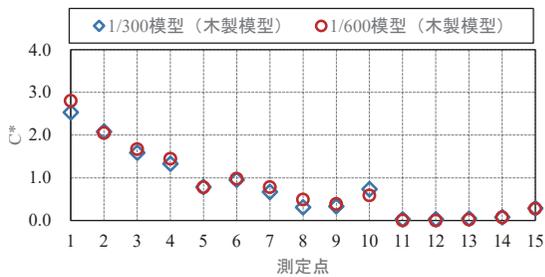
排出口から離れた測定点⑤では、縮尺率 1/600~1/1500 のピークの位置がややずれるものの、分布形状は似ている。一方、縮尺率 1/2000 の分布形状は、測定点①と同様に縮尺率 1/600~1/1500 のものとは異なっている。

7. 2 風速とガス排出量が無次元濃度に与える影響

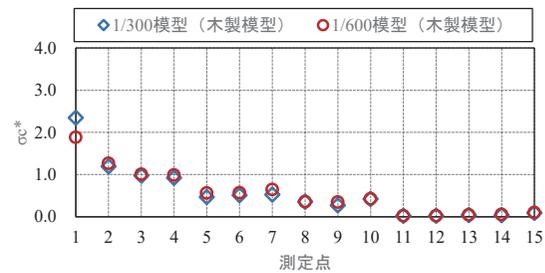
表 2 に示すように、基準風速を 4 段階、トレーサーガス排出量を 4 段階に変化させ、計 16 ケースの風洞実験を行い、それらが無次元濃度に与える影響を調査した。風洞実験には縮尺率 1/600 の 3D プリンタ模型を用いた。図 24 に代表的な測定点①, ④, ⑤, ⑦, ⑧, ⑨の実験結果を示す。測定点①, ④はトレーサーガス排出口に近い測定点、測定点⑤, ⑦, ⑧, ⑨はトレーサーガス排出口から遠い測定点である。

キャンパス内の測定点①, ④, ⑤, ⑧, ⑨において、基準風速 4.1 m/s 以上では、基準風速と排出量が変わっても無次元濃度は概ね一定となっている。しかしながら基準風速 1.9 m/s の無次元濃度は、測定点①のガス排出量 600 cc/min を除き、他の風速の場合よりも高めの値となる。

一方、キャンパス西側の道路沿いの測定点⑦では、逆に基準風速 1.9 m/s の無次元濃度が低めの値となっている。



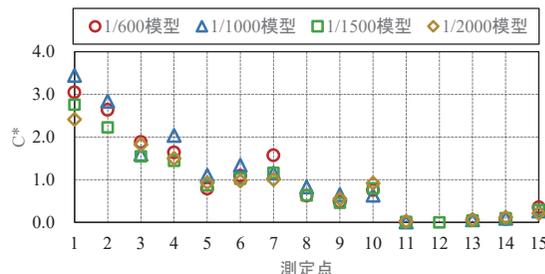
(a) 時間平均値



(b) 標準偏差

図 21 模型縮尺を変化させたときの無次元濃度の比較 (木製模型)

Fig. 21 Comparison of normalized mean concentration values when changing the scale of the model (Wooden model)



(a) 時間平均値



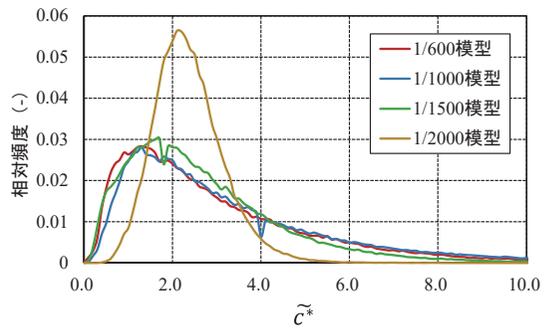
(b) 標準偏差

図 22 模型縮尺を変化させたときの無次元濃度の比較 (3D プリンタ模型)

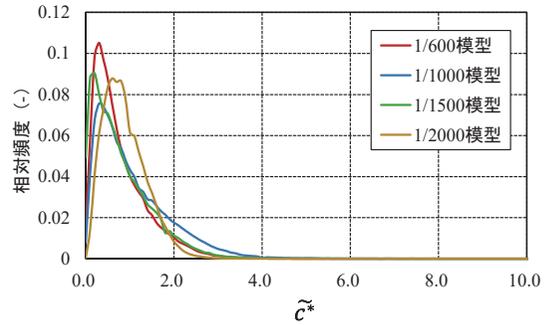
Fig. 22 Comparison of normalized mean concentration values when changing the scale of the model (3D printer model)

基準風速 1.9 m/s の時には、他の基準風速と比べて、キャンパス内にガスが入りやすく、西側の道路沿いにガスが流れにくくなっていると考えられる。4.2 節で述べたように、実測結果でも、キャンパス内にトレーサガスが入りやすくなると、キャンパス西側の道路沿いの測定点⑦の無次元濃度は低くなる傾向であった。基準風速 4.1 m/s 以上では風速依存性は小さいが、基準風速 1.9 m/s ではガス排出口からのブルーム軸がキャンパス内部の方角にずれたと考えられる。ガス排出量の違いによる無次元濃度の差異はほとんど見られないが、測定点①の基準風速 1.9 m/s におけるガス排出量 600 cc/min の無次元濃度は、他のガス排出量のケースと比べて顕著に小さい。これは、トレーサガス排出量が大きく、上向きの吹き出し風速が高くなっているため（排出速度比 0.186）、トレーサガスが上空に拡散してしまい、排出地点に近い測定点①には、ガスが到達しにくくなっているためと考えられる。

以上より、基準風速 4.1 m/s ~ 8.1 m/s の範囲では、基準風速とトレーサガス排出量が変化しても無次元濃度は概ね一定となり、風速依存性およびトレーサガス排出量の依存性が小さいことが確認された。



(a) 測定点①



(b) 測定点⑤

図 23 無次元濃度の相対頻度分布
Fig. 23 Histogram of normalized concentration

表 2 相似則の確認のための測定ケース
Table 2 Measurement cases for confirmation of similarity law

基準風速 (m/s)	1.9				4.1				6.1				8.1			
排出量 (cc/min)	75	150	300	600	75	150	300	600	75	150	300	600	75	150	300	600
排出速度 (m/s)	0.04	0.09	0.18	0.35	0.04	0.09	0.18	0.35	0.04	0.09	0.18	0.35	0.04	0.09	0.18	0.35
排出速度比	0.023	0.047	0.093	0.186	0.011	0.022	0.043	0.087	0.007	0.014	0.029	0.058	0.005	0.011	0.022	0.044

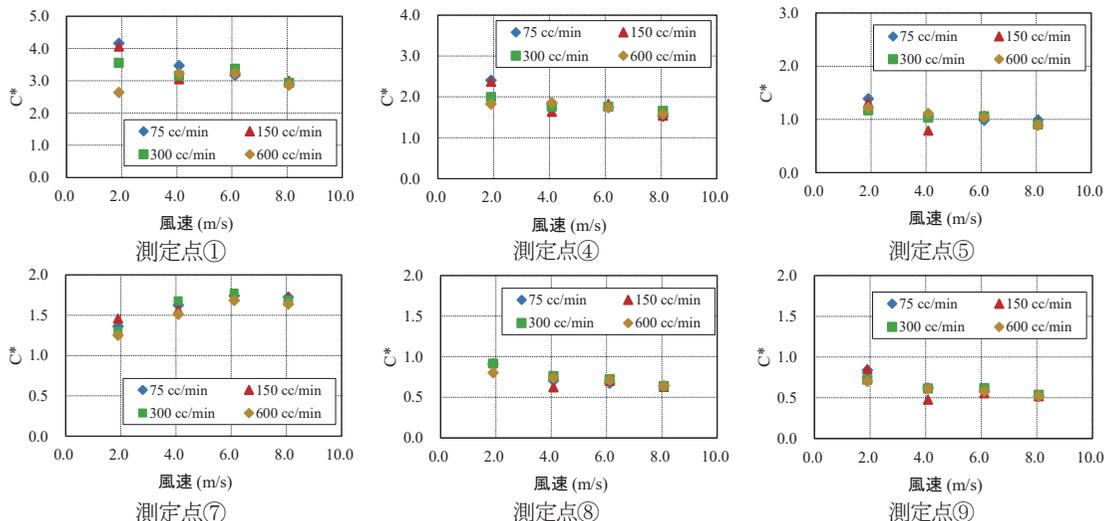


図 24 基準風速と排出量の変化が無次元濃度に及ぼす影響

Fig. 24 Effect of changes in reference wind speed and emission rate on normalized mean concentration values

8. まとめ

本研究では、東京工芸大学厚木キャンパスを対象に屋外拡散実測と風洞実験を実施し、両者の比較検証を行った。さらに、実験模型の縮尺率や、実験風速、トレーサーガスの排出量を変化させた風洞実験を行い、汚染物質拡散風洞実験における相似則を確認した。その結果をまとめると以下ようになる。

- ・屋外拡散実測では、基準点の平均風向が 175.9 度（南東寄り）から 200.7 度（南西寄り）へと変化するにつれて、キャンパス内の無次元濃度の値が大きくなった。一方、キャンパスを分断する道路沿いに位置している西側の測定点では逆に無次元濃度が小さくなる傾向となった。南寄りの風の場合、風向角が大きくなるとトレーサーガスがキャンパス内部に入りやすくなり、逆に風向角が小さくなると、キャンパスを分断する道路の方に流れやすくなると考えられる。
- ・風洞実験で基準風向を 180±5 度変化させて実験を実施した結果、屋外拡散実測での基準点の風向の変化によるキャンパス内の無次元濃度の変化の傾向をよく再現した。風向 185 度では、どの測定点においても屋外拡散実測と風洞実験の無次元濃度は非常によく一致した。風向 175 度も実測結果と風洞実験結果はかなり良く一致した。風向 180 度の屋外拡散実測結果は、風洞実験の 30 分相当平均値の最大と最小の範囲にはほぼ収まっていたが、トレーサーガス排出口に近い測定点で、風洞実験の方が実測より高めの値となった。ただし、樹木や周辺住宅の屋根勾配、掲示板等を再現した木製模型では、この傾向が改善された。風向 180 度はこうした条件によってキャンパス内へのガスの入り方が変わる微妙な風向だと言える。
- ・縮尺率 1/300~1/2000 の範囲では無次元濃度の平均値は縮尺率に依らずほぼ一致した。無次元濃度変動の標準偏差は、縮尺率 1/300~1/1000 の範囲でほぼ一致したが、1/1500、1/2000 になるに従い、標準偏差が小さくなった。特に 1/2000 でそれが顕著であった。これは測定点の高さが、乱れの小さい粘性底層に近づくためと考えられる。縮尺 1/2000 では、無次元濃度変動の頻度分布の形状も、他の縮尺での分布形状と大きく異なった。
- ・基準風速 4.1 m/s~8.1 m/s の範囲では、基準風速とトレーサーガス排出量が変化しても無次元濃度は、ほぼ一定となり、風速依存性やガス排出量依存性が小さいことが確認された。

注)

6.2 節や 8 章まとめの 2 つ目で述べているとおり、風向 180 度は微妙な風向であり、この風向では微小な風向の変化や周辺状況によってキャンパス内へのガスの入り方が変わるため、その感度を調べるために、180 度±5 度の風向で風洞実験を実施した。

謝辞

屋外拡散実験は、一般財団法人日本気象協会のご協力を頂いた。また、風洞実験では株式会社風工学研究所の田辺剛志氏の協力を頂いた。6.1 で触れた数値流体解析結果は、統計数理研究所のスーパーコンピュータ UV2000 を用い、2015 年度 HPCI システム利用研究課題「都市域を対象とした汚染物質・危険物質の拡散に関する検討（課題番号：hp150151）」を利用して得られたものである。

参考文献

- 1) 上原 清, 林 誠司, 吉川 康雄, 山尾 幸夫, 若松 伸司, 森川 多津子, 松本 幸雄, 「実在交差点周辺の大気汚染濃度分布に関する風洞実験 高架道路の存在影響, 幹線道路からの距離による濃度の減 フィールド観測値と風洞実験値の比較」, 大気環境学会誌 37(6)pp. 343-356, (2002)
- 2) 上原 清, 林 誠司, 山尾 幸夫, 松本 幸雄, 若松 伸司, 「実在交差点周辺の沿道大気汚染 風洞実験による NOx 長期平均濃度分布の推定」, 大気環境学会誌 42(2), pp. 93-106, (2007)
- 3) 高橋 岳生, 加藤 伸介, 大岡 龍三, 河野 良坪, 渡辺 壮亮, 「市街地における汚染質拡散の予測に関する研究 (その 4) 実在市街地における自動者排気ガスの汚染濃度予測—実測と風洞実験の比較」, 日本建築学会 学術講演梗概集, pp. 829-830, (2005)
- 4) M.F. Yassin, S. Kato, R. Ooka, T. Takahashi, R. Kouno, “Field and wind-tunnel study of pollutant dispersion in a built-up area under various meteorological conditions” Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics 93, pp. 361-382, (2005)
- 5) I. M. Kennedy, J. H. Kent, “Wind tunnel modeling of CO dispersal in city streets”, Atmospheric Environment 11, pp. 541-547, (1976)
- 6) Michael Schatzmann, Bernd Leitl, “Validation of urban flow and dispersion CFD models”, The Fifth International Symposium on Computational Wind Engineering, May 23-27, (2010)

- 7) 持田 灯, 村上 周三, 加藤 信介, 「拡散場に関する風洞実験の相似則について」, 日本風工学会誌, 第 59 号, pp. 23-28, (1994)
- 8) J. E. Cermak, 武田 勝昭, 「年大気汚染問題と風洞実験」, 日本風工学会誌, 第 15 号, pp. 11-22, (1983)
- 9) 国土交通省国土地理院, 「地理院地図 (標準地図)」
- 10) 岸田 岳士, 義江 龍一郎, 宮下 康一, 佐々木 亮治, 「ドップラーライダーによる都市上空の平均・変動風速の観測」, 風工学シンポジウム論文集 24, pp. 19-24, (2016)
- 11) 日本建築学会, 「建築物荷重指針・同解説 2004」, (2004)