

Influential Article Review- How China's Air Quality Improved

Mamie Brewer

Willie Doyle

Kerry Fox

This paper examines Environment. We present insights from a highly influential paper. Here are the highlights from this paper: From 2013 to 2017, with the implementation of the toughest-ever clean air policy in China, significant declines in fine particle ($PM_{2.5}$) concentrations occurred nationwide. Here we estimate the drivers of the improved $PM_{2.5}$ air quality and the associated health benefits in China from 2013 to 2017 based on a measure-specific integrated evaluation approach, which combines a bottom-up emission inventory, a chemical transport model, and epidemiological exposure-response functions. The estimated national population-weighted annual mean $PM_{2.5}$ concentrations decreased from 61.8 (95%CI: 53.3–70.0) to 42.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (95% CI: 35.7–48.6) in 5 y, with dominant contributions from anthropogenic emission abatements. Although interannual meteorological variations could significantly alter $PM_{2.5}$ concentrations, the corresponding effects on the 5-y trends were relatively small. The measure-by-measure evaluation indicated that strengthening industrial emission standards (power plants and emission-intensive industrial sectors), upgrades on industrial boilers, phasing out outdated industrial capacities, and promoting clean fuels in the residential sector were major effective measures in reducing $PM_{2.5}$ pollution and health burdens. These measures were estimated to contribute to 6.6- (95% CI: 5.9–7.1), 4.4- (95% CI: 3.8–4.9), 2.8- (95% CI: 2.5–3.0), and 2.2- (95% CI: 2.0–2.5) $\mu\text{g}/\text{m}^3$ declines in the national $PM_{2.5}$ concentration in 2017, respectively, and further reduced $PM_{2.5}$ -attributable excess deaths by 0.37 million (95% CI: 0.35–0.39), or 92% of the total avoided deaths. Our study confirms the effectiveness of China's recent clean air actions, and the measure-by-measure evaluation provides insights into future clean air policy making in China and in other developing and polluting countries. For our overseas readers, we then present the insights from this paper in Spanish, French, Portuguese, and German.

Keywords: clean air actions, $PM_{2.5}$, emission abatements, air quality improvements, health benefits

SUMMARY

- In 2013, China launched the toughest-ever clean air action plan to resolve serious and extensive air pollution issues.
- Based on a measure-by-measure approach, strengthening industrial emission standards, upgrades on industrial boilers, phasing out outdated industrial capacities, and promoting clean fuels in the residential sector were identified as the 4 major effective measures in mitigating emissions, improving $PM_{2.5}$ air quality, and reducing $PM_{2.5}$ -related mortality.

- For example, 64% of 338 prefecture-level cities in China failed to meet the national standard for annual PM_{2.5} level in 2017. Therefore, continuous and effective emission control measures are still of high priority. Future clean air actions should be designed based on the experiences of the Action Plan implemented from 2013 to 2017 and should overcome its deficiencies.
- Based on measure-specific analysis, our results bear out several important policy implications for designing future clean air policies.
- Future actions focusing on NO_x abatements from on-road diesel vehicles and off-road gas vehicles and NH₃ abatements in the agriculture sector should be implemented. Fourth, control measures on non methane volatile organic compound emissions were absent between 2013 and 2017, resulting in persistent growth of NMVOC emissions and ozone formation potential during the same period.

HIGHLY INFLUENTIAL ARTICLE

We used the following article as a basis of our evaluation:

Zhang, Q., Zheng, Y., Tong, D., Shao, M., Wang, S., Zhang, Y., Xu, X., Wang, J., He, H., Liu, W., Ding, Y., Lei, Y., Li, J., Wang, Z., Zhang, X., Wang, Y., Cheng, J., Liu, Y., Shi, Q., ... Hao, J. (2019). Drivers of improved PM_{2.5} air quality in China from 2013 to 2017. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(49), 24463–24469. <https://doi.org/10.1073/pnas.1907956116>

This is the link to the publisher's website:

<https://www.pnas.org/content/116/49/24463>

INTRODUCTION

Rapid and energy-intensive development in China over the past several decades has led to severe air pollution and negative public health effects, which have become notable environmental and social problems in China. At the beginning of 2013, headlines continually reported the severe PM_{2.5} (particulate matter with an aerodynamic diameter of less than 2.5 μm) pollution across the nation. The hourly PM_{2.5} concentration in the capital of China, Beijing, even increased to over 1,000 μg/m³, which is 40 times higher than the World Health Organization (WHO) standard level for good health. PM_{2.5} exposure in 2015 was estimated to result in ~8.9 million deaths globally, among which over a quarter occurred in China.

To address severe air pollution issues and protect public health, the State Council of China promulgated the toughest-ever Air Pollution Prevention and Control Action Plan (Action Plan) in 2013, in which PM_{2.5} concentration reductions of 25%, 20%, and 15% in 2017 compared to the level in 2013 were mandated in 3 key regions (depicted in the *SI Appendix*, Fig. S1): the Beijing-Tianjin-Hebei region (BTH), the Yangtze River Delta region (YRD), and the Pearl River Delta region (PRD), respectively.

In support of the Action Plan, a series of stringent clean air actions was implemented from 2013 to 2017; as summarized in Fig. 1, these actions include strengthening industrial emission standards, phasing out small and polluting factories, phasing out outdated industrial capacities, upgrades on industrial boilers, promoting clean fuels in the residential sector, and strengthening vehicle emission standards. Detailed information regarding each measure is documented in the *SI Appendix*, section S1. With the implementation of stringent clean air actions, PM_{2.5} concentration across the country decreased rapidly between 2013 and 2017.

It is expected that the implementation of active clean air policies can achieve remarkable improvements in air quality. Recent studies have reported significant PM_{2.5} air quality improvements and associated health benefits from 2013 to 2017 in China. Meanwhile, the relative contribution of emission control and interannual meteorological variation to reductions in PM_{2.5} concentrations has also been identified. However, no previous studies have quantified the impacts of different emission control policies on PM_{2.5} air

quality across China during the implementation of the Action Plan. Hence, a complete and comprehensive evaluation of the effectiveness of the Action Plan is still missing. Here, we systematically evaluated the drivers of improved PM_{2.5} air quality and the associated health benefits in China from 2013 to 2017, with an emphasis on the impacts of 6 major control measures summarized from the Action Plan (Fig. 1). As the Chinese government has put tremendous effort and resources into controlling emissions from various emitting sources, evaluation of the real effectiveness of these emission control measures can provide crucial information for developing air quality policies in China and shed light on them for other developing and highly polluting countries.

The details of our analytic approach are documented in Materials and Methods. In summary, the Multi-resolution Emission Inventory for China (MEIC) model was used to provide the baseline emission accounting from 2013 to 2017, and to conduct a measure-by-measure evaluation of emission abatements. The Weather Research and Forecasting Model–Community Multiscale Air Quality Model (WRF-CMAQ) was then applied to simulate variations in PM_{2.5} concentrations from 2013 to 2017, separate the contributions of anthropogenic and meteorological factors to PM_{2.5} variations, and quantify measure-specific air quality improvements (SI Appendix, section S2 and Table S1). Measure-specific abatements in PM_{2.5}-related health burdens were then estimated with a set of epidemiological concentration–response (C-R) functions (i.e., the Global Exposure Mortality Model, or GEMM).

We evaluated the simulated PM_{2.5} concentrations against ground-based observations in 74 cities (536 sites in total; locations are shown in SI Appendix, Fig. S1) which had continuous observations between 2013 and 2017. The observational data were obtained from the national monitoring network operated by the China National Environmental Monitoring Center. Although publicly available observation data on PM_{2.5} chemical composition was too sparse to support a comprehensive trend evaluation, we compared modeled major PM_{2.5} composition (sulfate, nitrate, ammonium, organic carbon, and black carbon) with observation data collected from a wide variety of sources (60 sites in total; for site information, see SI Appendix, Table S2). In general, our model simulations well captured the spatiotemporal variations in PM_{2.5} concentration between 2013 and 2017 (SI Appendix, Table S3 and Fig. S2), and model performance was in line with other recent regional modeling studies in China. The model also shows reasonable performance in PM_{2.5} chemical composition with normalized mean biases (NMBs) ranging from -32.1 to 40.8% for different species. Detailed comparisons between model simulations and observations can be found in SI Appendix, section S4 and S2–S5.

RESULTS

Improved PM_{2.5} Air Quality from 2013 to 2017.

Fig. 2 A and B shows the spatial distribution of the simulated annual mean PM_{2.5} concentrations over China in 2013 and 2017 (maps for 2014 to 2016 are presented in the SI Appendix, Fig. S6). In both years, high levels of PM_{2.5} concentrations were observed in northern and central China, especially in the BTH and surrounding regions, where the emission intensity is the highest in the country. As illustrated in Fig. 2C, from 2013 to 2017, significant reductions in PM_{2.5} concentrations occurred across the nation as a result of considerable reductions in the emissions of major air pollutants. According to a recent estimate of the MEIC model (SI Appendix, Fig. S7), from 2013 to 2017 national emissions of SO₂, NO_x, and primary PM_{2.5} decreased by 59%, 21%, and 33%, respectively.

The national annual population–weighted mean PM_{2.5} concentration (unless stated otherwise, the PM_{2.5} concentrations reported hereafter correspond to simulated population-weighted mean PM_{2.5} concentrations) was predicted to decrease from $61.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (95% CI: 53.3–70.0) in 2013 to $42.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (95% CI: 35.7–48.6) in 2017, which represents a 32% reduction (95% CI: 30–33%). The highest decrease in PM_{2.5} was observed in the BTH region, with a simulated value of 38% (95% CI: 36–45%); the reductions in the YRD and PRD (Guangdong Province) were 27% (95% CI: 24–32%) and 21% (95% CI: 17–35%), respectively. Our results show that the annual PM_{2.5} concentrations decreased nationally and

regionally in all years except in the PRD in 2017 (SI Appendix, Fig. S8). The rebound in 2017 PM_{2.5} concentration in the PRD can be explained by the unfavorable meteorological conditions (SI Appendix, Figs. S9–S11).

Meteorological Impact on PM_{2.5} Concentrations between 2013 and 2017.

Fig. 3 A–D presents the frequency of air stagnation days and the modeled meteorologically driven PM_{2.5} anomaly by region for each month between 2013 and 2017. The occurrence of air stagnation, which is an integrated indicator of wind speed, boundary layer height (PBL), and occurrence of precipitation, is generally positively correlated with PM_{2.5} concentrations (SI Appendix, section S7). For instance, broadly reported severe haze episodes occurred in the BTH and YRD regions in January 2013. These events were associated with severe air stagnation conditions represented by low wind speeds, low PBL, and high humidity. Low wind speeds and low PBL suppressed the removal of PM_{2.5}, as could be expected from weak ventilation conditions, and high humidity promoted the formation of secondary aerosols via aqueous-phase aerosol chemistry. Similar unfavorable meteorological conditions and severe regional PM_{2.5} pollution episodes were observed in February 2014 and December 2016 in the BTH and in November/December 2013 in the YRD. In contrast, favorable regional meteorological conditions associated with a high frequency of northerly wind flows in December 2017 led to low PM_{2.5} concentrations in the BTH. Variation in meteorological conditions can dominate monthly PM_{2.5} anomalies at a regional scale. For example, model results show that 70% of PM_{2.5} reduction in December 2017 in the BTH region compared to December 2016 could be attributed to variation in meteorological conditions.

However, variation in meteorological conditions had less impact on the 5-y PM_{2.5} trends (i.e., from 2013 to 2017; Fig. 3 E–H). We estimated that variation in meteorological conditions led to reduced PM_{2.5} concentrations by 5.6 µg/m³ (95% CI: 0.9–11.0) in the BTH region between 2013 and 2017, contributing to 16% of total decrease in PM_{2.5} concentrations for the same period. Meteorological conditions in 2017 in the YRD and PRD regions were more unfavorable compared to 2013 and counteracted the decrease in PM_{2.5} concentrations from 2013 to 2017 (SI Appendix, Fig. S12). Nationally, we estimated that meteorological conditions could explain 9% of the total decrease in PM_{2.5} concentrations from 2013 to 2017, thereby demonstrating that the improvement in PM_{2.5} air quality was dominated by abatements in anthropogenic emissions rather than interannual variation in meteorological conditions. Our results are consistent with recent studies about meteorological impacts on China's PM_{2.5} pollution.

Anthropogenic Impact and Measure-Specific Benefits.

Fig. 4 shows the environmental and public health benefits of the Action Plan. Our estimates suggest that, with the 5-y implementation of the 6 control measures, national emissions of SO₂, NO_x, and primary PM_{2.5} were reduced by 16.4, 8.0, and 3.5 Tg, respectively (SI Appendix, Table S4 and Fig. 4 A–C). Consequently, the national annual PM_{2.5} concentration decreased by 17.4 (95% CI: 15.4–19.0) to 42.0 µg/m³ (95% CI: 35.7–48.6), and the number of PM_{2.5}-related excess deaths decreased by 0.41 million (95% CI: 0.38–0.43) to 1.98 million (95% CI: 1.85–2.09) in 2017 (Fig. 4 D and E). All of the 3 key regions displayed considerable declines in PM_{2.5} concentrations and related deaths due to emission abatements (SI Appendix, Figs. S13–S15 and Table S5). The most evident reductions in PM_{2.5} concentrations occurred in the BTH (both in magnitude and in percentage) because of the strict regional PM_{2.5} reduction requirements and the aggressive control actions applied in the BTH (SI Appendix, section S1). The identified environmental and public health benefits at both national and regional scales demonstrate the effectiveness of the Action Plan.

Among the 6 control measures, strengthening industrial emission standards, upgrades on industrial boilers, phasing out outdated industrial capacity, and promoting clean fuels in the residential sector were estimated to be the major effective control measures, together accounting for 92% of the national abatements in annual PM_{2.5} concentrations and related excess deaths, because of their considerable contributions to the emission abatements of all 3 major pollutants. Notably, these major effective measures mostly target the industrial sector, highlighting the industry-dominant emission structure in China and the efficacy of emission controls in industrial sectors (including the power sector) from 2013 to 2017. The contributions of the control measures in the key regions were similar to the contributions at the national scale (SI Appendix, Fig. S13 and Table S4), although discrepancies in the effectiveness of control measures

existed in different regions due to differences in industrial structure, emission structure, and focus of control measures.

Strengthen Industrial Emission Standards.

Strengthened emission standards for thermal power plants and all emission-intensive industrial sectors (e.g., iron and steel, cement) were enacted from 2013 to 2017, and these standards led to large-scale applications of strict end-of-pipe (EOP) control devices in the corresponding industries (Fig. 1 and SI Appendix, section S1). For example, by the end of 2017 more than 95% of the coal-fired power plants in China were equipped with flue gas desulfurization (FGD) and selective catalytic reduction (SCR) or selective noncatalytic reduction (SNCR) systems, and 71% of coal-fired power generation capacity met “ultralow emission” standards, with emission levels of major air pollutants similar to those from gas-fired power plants. In addition, more than 80% of steel-sintering machines and cement kilns were equipped with FGD and SCR (or SNCR) systems, respectively, yielding a 90% attainment rate for flue gas emissions from emission-intensive industrial sectors. Consequently, strengthened industrial emission standards were estimated to be the most significant contributor to air quality improvements and related health benefits. We estimated that, nationally, this measure led to reductions of 7.01 Tg (43% of total abatements) for SO₂, 4.77 Tg (60%) for NO_x, and 1.42 Tg (41%) for primary PM_{2.5} emissions, and contributed to a 6.6-μg/m³ reduction (95% CI: 5.9–7.1) in the annual PM_{2.5} concentration, which further led to a decrease of 157,200 (95% CI: 148,800–165,000) in the number of PM_{2.5}-related deaths in 2017. Strengthening industrial emission standards was also the most effective measure in reducing PM_{2.5} concentrations and related deaths in all 3 key regions due to the prominent role in emissions abatements (SI Appendix, Figs. S13–S15).

Upgrades on Industrial Boilers.

Industrial coal boilers are major sources of emissions, especially SO₂, because of their considerable coal consumption. From 2013 to 2017, more than 200,000 small coal boilers (≤7 MW) were shut down and all small coal boilers in urban areas were phased out. Large operating boilers were extensively equipped with SO₂ and particulate control devices after enforcement of the new emission standard (i.e., GB 13271–2014) in 2014 (Fig. 1). Consequently, considerable emission abatements were obtained: abatements of 5.54 Tg (34% of all abatements) and 0.71 Tg (20% of all abatements) in SO₂ and primary PM_{2.5} emissions, which further reduced the national annual PM_{2.5} concentration by 4.4 μg/m³ (95% CI: 3.8–4.9) and contributed to 25% of the total abatements in PM_{2.5}-related deaths.

Phase Out Outdated Industrial Capacity.

Unlike other EOP-targeted measures (e.g., strengthening industrial emission standards), this measure focused on structural adjustments by gradually phasing out outdated or inefficient technologies and capacities in various industrial sectors. For example, 200 million tons of outdated iron and steel production capacity and 250 million tons of outdated cement production capacity were eliminated between 2013 and 2017 (Fig. 1). Consequently, this structure-focused measure led to a 2.8-μg/m³ (95% CI: 2.5–3.0) decline in national annual PM_{2.5} concentrations and contributed 16% of the total abatements in deaths in 2017 as a result of the 2.08-, 1.23-, and 0.69-Tg abatements in SO₂, NO_x, and primary PM_{2.5} emissions, respectively.

Promote Clean Fuels in the Residential Sector.

The residential sector is a notable contributor to PM_{2.5} pollution in China, especially in northern China during heating seasons. To resolve this issue, advanced stoves and clean coal were promoted nationwide from 2013 to 2016. The substitution of coal with natural gas and electricity was further promoted in 2017, affecting 6 million households nationwide, among which 4.8 million households were located in the BTH and surrounding regions (Fig. 1). Therefore, the benefits of promoting clean fuels in the residential sector were prominent in the BTH. We estimated that this measure has reduced 0.14 Tg of SO₂ (11% of total abatements) and 0.1 Tg (20%) of primary PM_{2.5} emissions, respectively, in the BTH and consequently reduced the regional annual PM_{2.5} concentration by 7.0 μg/m³ (95% CI: 5.0–9.0), and contributed to 25% of regional abatements in PM_{2.5}-related deaths (SI Appendix, Figs. S13–S15). Our results are in line with Liu et al., who found that reducing emissions from the residential sector in the BTH region could introduce

considerable regional PM_{2.5} air quality improvements. The benefits of promoting clean fuels in the residential sector were also evident at the national scale (reduced national annual mean PM_{2.5} concentrations by 2.2 µg/m³ (95% CI: 2.0–2.5) in 2017 and contributed 12% of national abatements in PM_{2.5}-related deaths) because of the notable contribution to abating national primary PM_{2.5} emissions (13%).

Phase Out Small and Polluting Factories.

Driven by tightened emission standards, this measure aimed to replace small and highly polluting factories with large facilities equipped with clean production technologies and advanced pollution control equipment, with a focus on northern China (Fig. 1). From 2016 to 2017, more than 62,000 small and polluting factories in the BTH and adjacent regions were eliminated or renovated (Fig. 1), which yielded 10, 3, and 9% of regional abatements in SO₂, NO_x, and PM_{2.5} emissions, respectively. Consequently, phasing out small and highly polluting factories reduced annual PM_{2.5} concentrations in the BTH by 1.9 µg/m³ (95% CI: 1.2–2.5) and contributed 7% to regional abatements in PM_{2.5}-related deaths. However, limited air quality and health benefits were obtained from this measure at the national scale, as it was generally a regional measure.

Strengthen Vehicle Emission Standards.

This measure was a prominent contributor to NO_x abatements (1.06 Tg, 13% of all national abatements). This shift was mainly a result of fleet turnover triggered by the strengthened emission standards in the transportation sector (i.e., China 4 and China 5 emission standards implemented between 2013 and 2017) and the forced elimination of old vehicles. For example, from 2013 to 2017, more than 20 million old and “yellow-label” vehicles (i.e., gasoline and diesel vehicles that fail to meet the China 1 and China 3 standards) were eliminated. However, the effects of the strengthened vehicle emission standards regarding national air quality improvement (0.7 µg/m³, 95% CI: 0.5–0.9) and health benefits (4% of the national abatements in PM_{2.5}-related deaths) were hindered by the complex nonlinear response of the PM_{2.5} concentration to NO_x emissions. The benefits from this measure were also limited in all 3 regions, but the contribution to total air quality improvements was slightly higher in the PRD because it contributed 19% to regional NO_x abatements in the PRD.

DISCUSSION AND POLICY IMPLICATIONS

In 2013, China launched the toughest-ever clean air action plan to resolve serious and extensive air pollution issues. Our study quantified the contribution of different pollution control policies to the rapid improvement in PM_{2.5} air quality across China from 2013 to 2017, thereby highlighting the effectiveness of the Action Plan. Based on a measure-by-measure approach, strengthening industrial emission standards, upgrades on industrial boilers, phasing out outdated industrial capacities, and promoting clean fuels in the residential sector were identified as the 4 major effective measures in mitigating emissions, improving PM_{2.5} air quality, and reducing PM_{2.5}-related mortality.

Our study was subject to a number of uncertainties and limitations. First, only 6 major control measures were considered, which might have underestimated the total benefits of the Action Plan. The benefits of fugitive dust control were not investigated here due to lack of a fugitive dust emission inventory over the whole of China. Second, the bottom-up emission estimates were subject to uncertainties due to incomplete knowledge of activity rates and emission factors. The uncertainty of MEIC emissions was estimated to be 12% for SO₂, 31% for NO_x, and 107% for primary PM_{2.5} (95% CI). Third, the applied GEMM function assumes equivalent toxicity for all chemical species in PM_{2.5} (4), indicating that the estimated mortality abatements from the control measures were not differentiated by the components or sources of abated PM_{2.5} concentrations. Uncertainties of the simulated PM_{2.5} concentrations and estimated PM_{2.5}-related deaths were quantified following the approach documented in the SI Appendix, section S12.

Despite the remarkable air quality improvements introduced by the Action Plan, air pollution in China remains severe. For example, 64% of 338 prefecture-level cities in China failed to meet the national standard for annual PM_{2.5} level in 2017. Therefore, continuous and effective emission control measures are still of high priority. Future clean air actions should be designed based on the experiences of the Action Plan implemented from 2013 to 2017 and should overcome its deficiencies. Based on measure-specific

analysis, our results bear out several important policy implications for designing future clean air policies. First, the measures that were successful in abating emissions from industrial and residential sectors should remain in place because these 2 sectors remained major sources of pollutant emissions in 2017 (Fig. 4 and SI Appendix, Fig. S7 and Table S4); however, the power sector is no longer a dominant contributor to the emissions of any pollutants due to implementation of the ultralow emission standards. In the future, the successful experiences of the ultralow emission standards for power plants should be expanded to other major industrial sectors and clean fuel actions in the residential sector in the BTH region should be implemented nationwide. Second, our analysis found that control measures implemented from 2013 to 2017 were mainly focused on end-of-pipe emission control while actions on energy structure adjustment played a relatively minor role. Coal still dominated China's energy consumption as of 2017. We suggest that future policies should pay more attention to introducing renewable fuels, from which can be achieved persistent emission reductions as well as benefits in greenhouse gas mitigation. Third, strict measures for coal combustion sources, relatively less effective measures on mobile sources (mainly diesel trucks and off-road engines), and lack of control measures in the agriculture sector led to larger reductions in SO₂ emissions than NO_x and NH₃ (SI Appendix, Fig. S16) from 2013 to 2017. As a consequence, a larger reduction in sulfate than nitrate was revealed in our model simulations and confirmed by recent in situ observations for the same period (SI Appendix, Fig. S17 and refs.). Future actions focusing on NO_x abatements from on-road diesel vehicles and off-road gas vehicles and NH₃ abatements in the agriculture sector should be implemented. Forth, control measures on nonmethane volatile organic compound (NMVOC) emissions were absent between 2013 and 2017, resulting in persistent growth of NMVOC emissions and ozone formation potential during the same period. This may have contributed to the increase in surface O₃ concentration from 2013 to 2017 under VOC-limited conditions. Moreover, weakened aerosol uptake of hydroperoxy radicals due to PM_{2.5} reduction has been proposed as a major mechanism of O₃ increase. Given that PM_{2.5} pollution is expected to continuously improve in the future, tailored control measures for NMVOC emissions are crucial for mitigating PM_{2.5} and O₃ pollution at the same time. Last but not least, many developing countries are now suffering similar air pollution problems following rapid economic development. For example, rising emissions from coal and vehicles are mixed with biomass-burning plumes in India and Southeast Asia. Our measure-specific analysis sheds light on developing effective clean air policies in these countries. In 2018, China promulgated the Three-Year Action Plan for Winning the Blue Sky Defense Battle to continue its efforts in battling air pollution. With implementation of the measures proposed above, cleaner air in China in the upcoming years is expected.

MATERIALS AND METHODS

Methods and Data.

In this work, we built an integrated analysis framework (SI Appendix, Fig. S18) to evaluate the air quality improvements and health benefits of clean air actions in China (i.e., the 6 measures listed in Fig. 1) from 2013 to 2017. We first used the WRF-CMAQ model to simulate the variations in PM_{2.5} concentrations from 2013 to 2017, during which period contributions from anthropogenic and meteorological factors were separated through scenario analysis. We then estimated the accumulated benefits of the 5-y implementation of each major control measure in 2017. Measure-specific emission abatements were quantified by applying the MEIC model with data collected from the Ministry of Ecology and Environment of China (SI Appendix, Table S6) as inputs. Reductions in PM_{2.5} concentrations introduced by each measure were then evaluated using the WRF-CMAQ model, and the number of PM_{2.5}-attributable excess deaths avoided by each measure was further quantified using the newly developed GEMM.

As shown in SI Appendix, Table S1, the WRF-CMAQ modeling system was utilized to simulate PM_{2.5} concentrations in 4 groups of scenarios. The *BASE* scenario group provided baseline simulations from 2013 to 2017, from which variations in PM_{2.5} concentrations could be derived. With additional information provided by the *FixEmis* scenarios (scenarios with fixed 2017 emissions and varying meteorological conditions from 2013 to 2017), the contributions of interannual meteorological variations and anthropogenic emission abatements to the 2013–2017 PM_{2.5} variations were separated. The air quality

improvements in 2017 introduced by each measure were further derived based on the *MEAS* scenario and the *NoCtrl* scenario groups. Details of the methods and datasets are described in the SI Appendix. To evaluate CMAQ model performance, we compared simulated meteorological parameters, total PM_{2.5} concentrations, and PM_{2.5} chemical composition concentrations with ground observations (SI Appendix, sections S3 and S4).

Data Availability.

Gridded monthly emission inventory used in this study and gridded CMAQ model output of monthly mean PM_{2.5} concentrations are available from <http://www.meicmodel.org/dataset-appcape.html>. The surface PM_{2.5} observation data used in this study can be accessed from <http://beijingair.sinaapp.com>. Ground observations of meteorological data are obtained from the National Climate Data Center (NCDC) (<ftp://ftp.ncdc.noaa.gov/pub/data/noaa/>).

APPENDIX

FIGURE 1
SUMMARY OF MAJOR AIR POLLUTION CONTROL MEASURES TAKEN BETWEEN 2013 AND 2017. DE-S, DESULFURIZATION; DE-N, DENITRIFICATION; NG, NATURAL GAS.

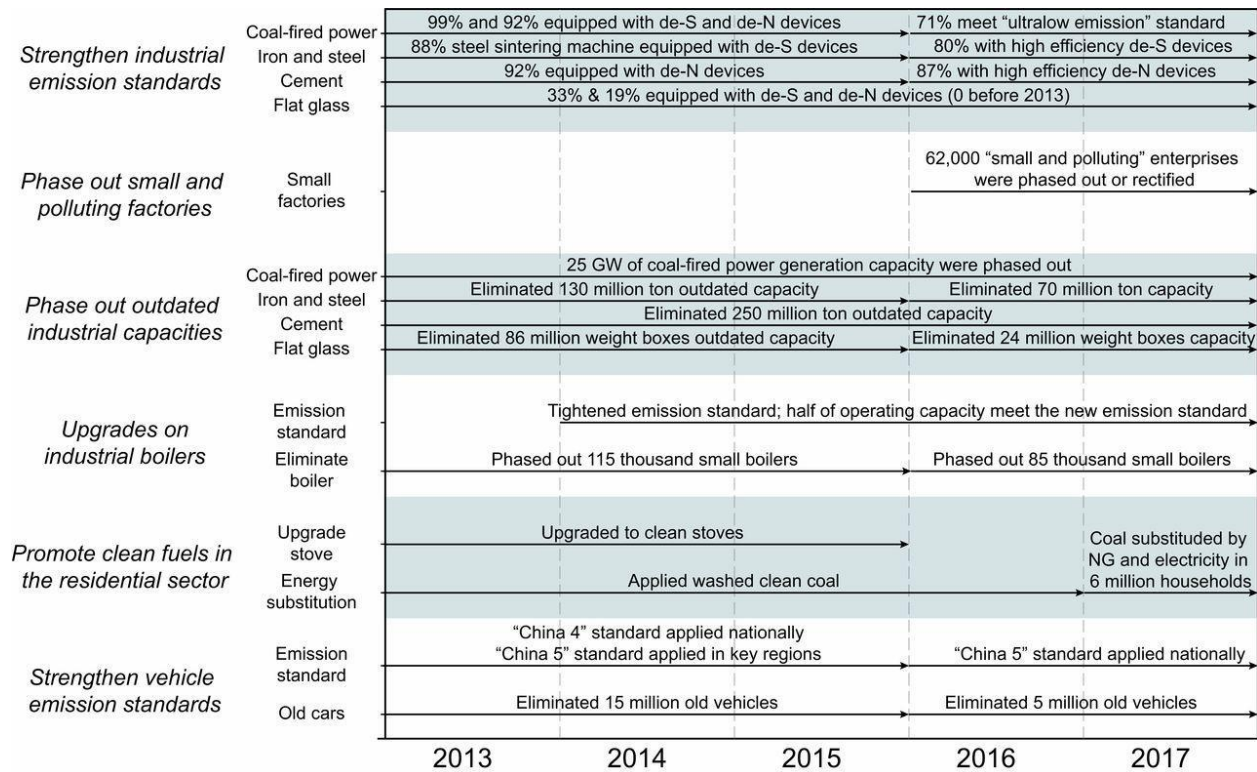


FIGURE 2A

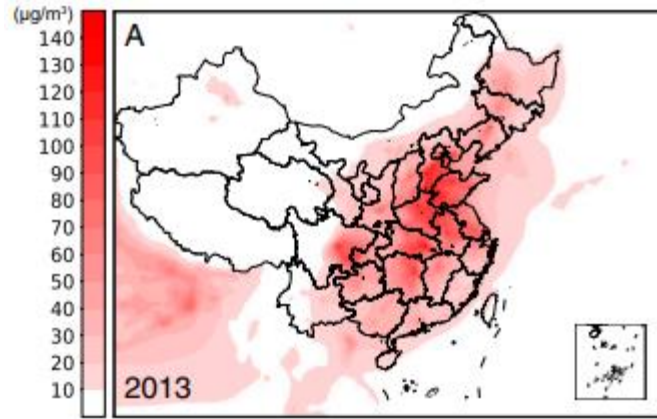


FIGURE 2B

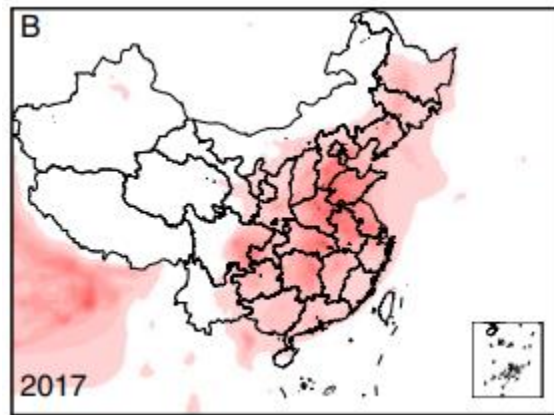


FIGURE 2C

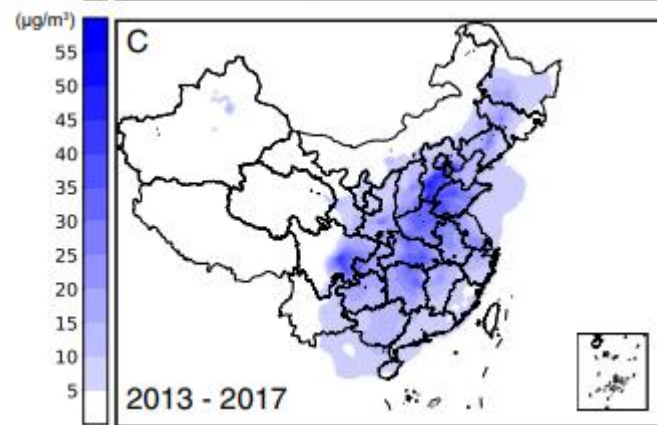


FIGURE 2D

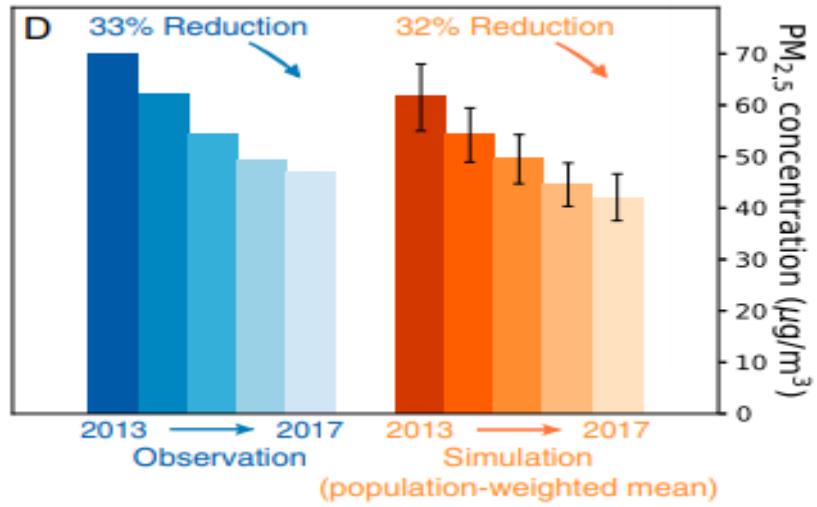


FIGURE 3A

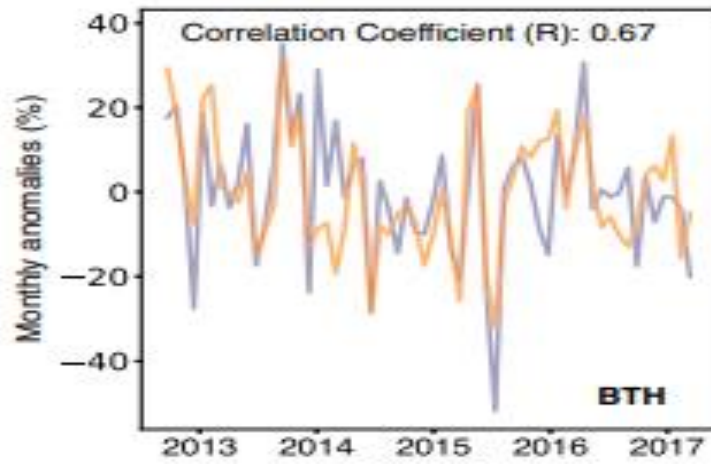


FIGURE 3B



FIGURE 3C

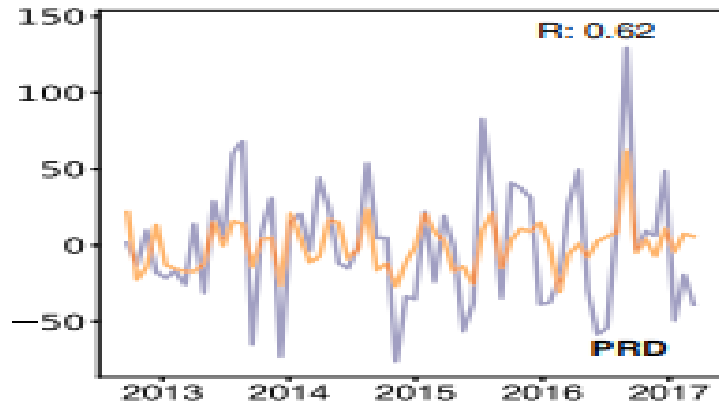


FIGURE 3D

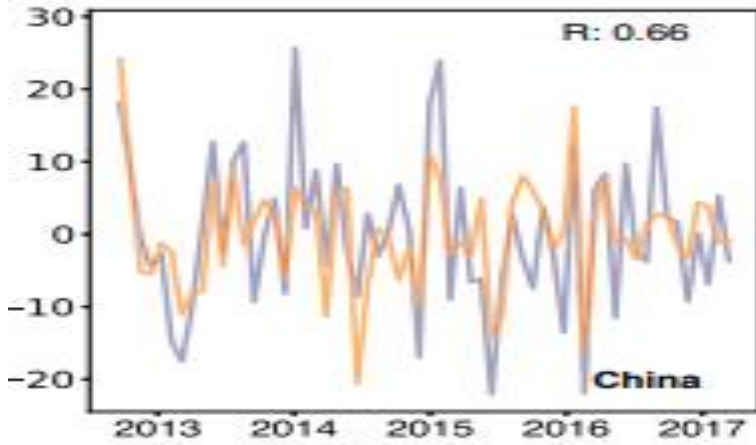


FIGURE 3E

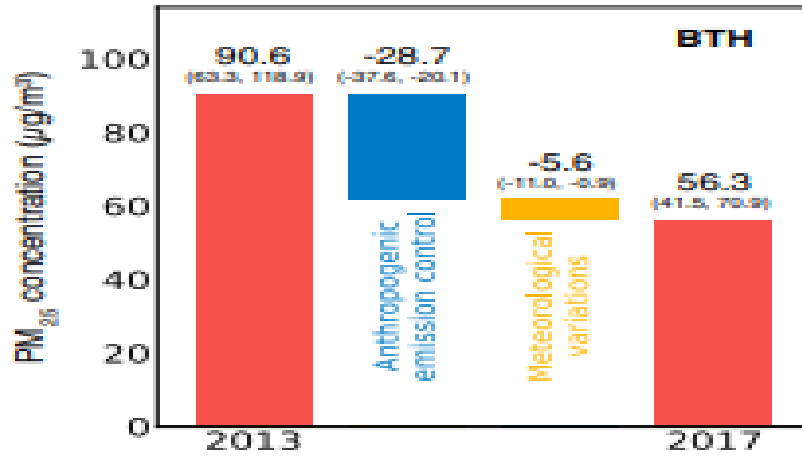


FIGURE 3F

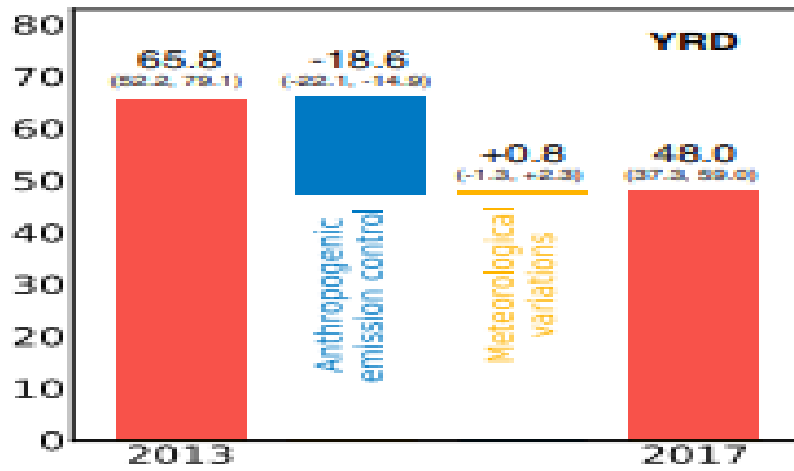


FIGURE 3G

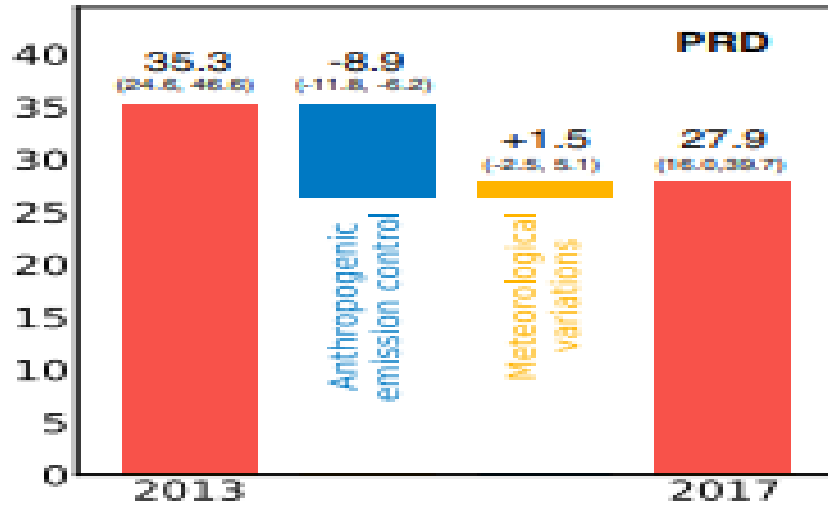


FIGURE 3H

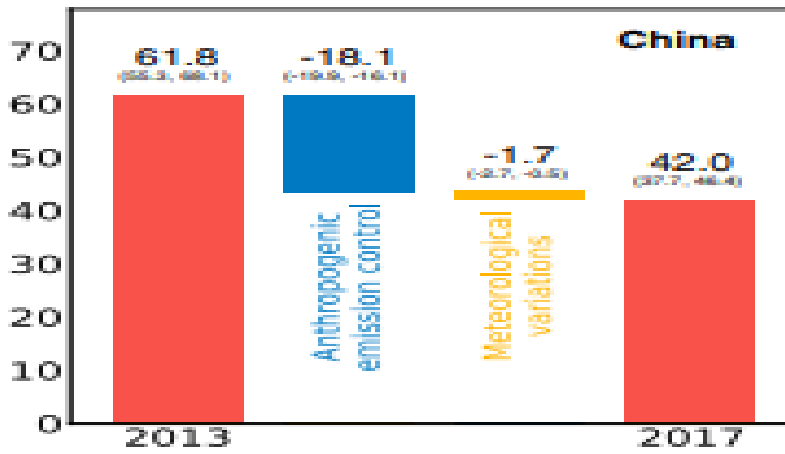
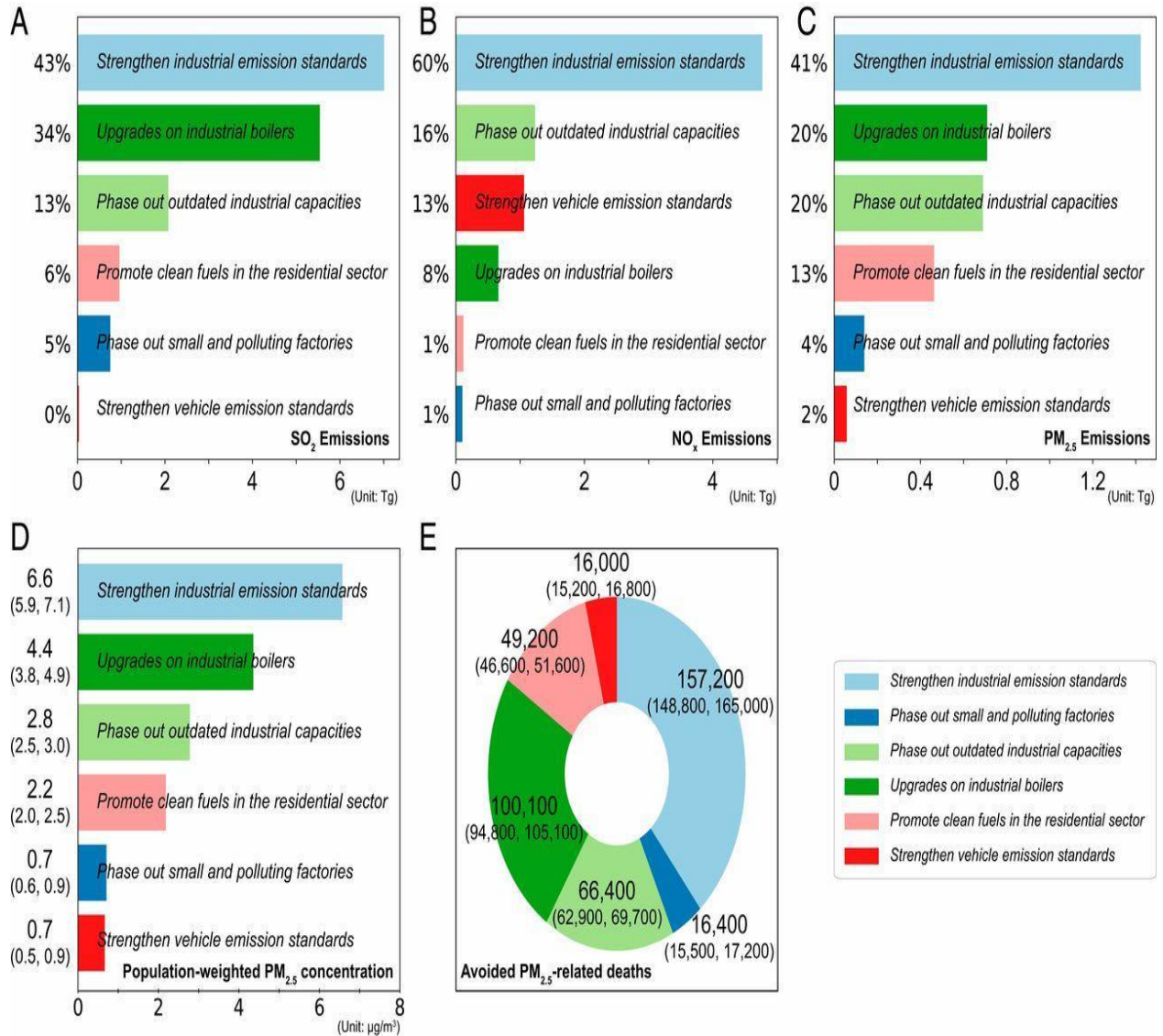


FIGURE 4A-E



REFERENCES

B. Rooney et al., Impacts of household sources on air pollution at village and regional scales in India. *Atmos. Chem. Phys.* 19, 7719–7742 (2019).

B. Silver, C. L. Reddington, S. R. Arnold, D. V. Spracklen, Substantial changes in air pollution across China during 2015–2017. *Environ. Res. Lett.* 13, 114012 (2018).

B. Zhao et al., A modeling study of the nonlinear response of fine particles to air pollutant emissions in the Beijing–Tianjin–Hebei region. *Atmos. Chem. Phys.* 17, 12031–12050 (2017).

B. Zheng et al., Heterogeneous chemistry: A mechanism missing in current models to explain secondary inorganic aerosol formation during the January 2013 haze episode in North China. *Atmos. Chem. Phys.* 15, 2031–2049 (2015).

B. Zheng et al., Trends in China’s anthropogenic emissions since 2010 as the consequence of clean air actions. *Atmos. Chem. Phys.* 18, 14095–14111 (2018).

- C. Li et al., India is overtaking China as the world's largest emitter of anthropogenic sulfur dioxide. *Sci. Rep.* 7, 14304 (2017).
- China National Environmental Monitoring Center, Surface PM_{2.5} concentration data in China during 2013–2017. China National Air Quality Monitoring Network. <http://beijingair.sinaapp.com>. Accessed 21 August 2019.
- D. Ding, J. Xing, S. Wang, K. Liu, J. Hao, Estimated contributions of emissions controls, meteorological factors, population growth, and changes in baseline mortality to reductions in ambient PM_{2.5} and PM_{2.5}-related mortality in China, 2013–2017. *Environ. Health Perspect.* 127, 067009 (2019).
- G. Geng et al., Impact of China's air pollution prevention and control action plan on PM_{2.5} chemical composition over eastern China. *Sci. China Earth Sci.* 62, 1872–1884 (2019).
- G. J. Zheng et al., Exploring the severe winter haze in Beijing: The impact of synoptic weather, regional transport and heterogeneous reactions. *Atmos. Chem. Phys.* 15, 2969–2983 (2015).
- H. Li et al., Rapid transition in winter aerosol composition in Beijing from 2014 to 2017: Response to clean air actions. *Atmos. Chem. Phys.* 19, 11485–11499 (2019).
- J. Cheng et al., Dominant role of emission reduction in PM_{2.5} air quality improvement in Beijing during 2013–2017: A model-based decomposition analysis. *Atmos. Chem. Phys.* 19, 6125–6146 (2019).
- J. Hu, J. Chen, Q. Ying, H. Zhang, One-year simulation of ozone and particulate matter in China using WRF/CMAQ modeling system. *Atmos. Chem. Phys.* 16, 10333–10350 (2016).
- J. Huang, X. Pan, X. Guo, G. Li, Health impact of China's air pollution prevention and control action plan: An analysis of national air quality monitoring and mortality data. *Lancet Planet. Health* 2, e313–e323 (2018).
- J. Liu et al., Air pollutant emissions from Chinese households: A major and underappreciated ambient pollution source. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 113, 7756–7761 (2016).
- J. Qi et al., A high-resolution air pollutants emission inventory in 2013 for the Beijing-Tianjin-Hebei region, China. *Atmos. Environ.* 170, 156–168 (2017).
- J. Xu et al., Impact of meteorological conditions on a nine-day particulate matter pollution event observed in December 2013, Shanghai, China. *Particuology* 20, 69–79 (2015).
- J. Zhong et al., Feedback effects of boundary-layer meteorological factors on cumulative explosive growth of PM_{2.5} during winter heavy pollution episodes in Beijing from 2013 to 2016. *Atmos. Chem. Phys.* 18, 247–258 (2018).
- K. Li et al., Anthropogenic drivers of 2013–2017 trends in summer surface ozone in China. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 116, 422–427 (2019).
- K. Yi et al., A combined Arctic-tropical climate pattern controlling the inter-annual climate variability of wintertime PM_{2.5} over the North China Plain. *Environ. Pollut.* 245, 607–615 (2019).
- M. Li et al., Persistent growth of anthropogenic non-methane volatile organic compound (NMVOC) emissions in China during 1990–2017: Drivers, speciation and ozone formation potential. *Atmos. Chem. Phys.* 19, 8897–8913 (2019).
- Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China, 2017 Report on the state of the ecology and environment in China. <http://english.mee.gov.cn/Resources/Reports/soe/SOEE2017/201808/P020180801597738742758.pdf>. Accessed 28 October 2019.
- P. Shao et al., Characterizing remarkable changes of severe haze events and chemical compositions in multi-size airborne particles (PM₁, PM_{2.5} and PM₁₀) from January 2013 to 2016–2017 winter in Beijing, China. *Atmos. Environ.* 189, 133–144 (2018).
- Q. Zhang et al., Asian emissions in 2006 for the NASA INTEX-B mission. *Atmos. Chem. Phys.* 9, 5131–5153 (2009).
- Q. Zhang, K. He, H. Huo, Policy: Cleaning China's air. *Nature* 484, 161–162 (2012). Scholar
- Q. Zhang, Y. Zheng, D. Tong, Gridded monthly emissions in China during 2013–2017. Evaluation of Air Pollution Prevention and Control Action Plan. <http://www.meicmodel.org/dataset-appcape.html>. Deposited 23 August 2019. Google Scholar

- R. Burnett et al., Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 115, 9592–9597 (2018).
- R. Zhang, Q. Li, R. Zhang, Meteorological conditions for the persistent severe fog and haze event over eastern China in January 2013. *Sci. China Earth Sci.* 57, 26–35 (2014).
- R.-J. Huang et al., High secondary aerosol contribution to particulate pollution during haze events in China. *Nature* 514, 218–222 (2014).
- S. Archer-Nicholls et al., The regional impacts of cooking and heating emissions on ambient air quality and disease burden in China. *Environ. Sci. Technol.* 50, 9416–9423 (2016).
- S. Cai et al., The impact of the “Air Pollution Prevention and Control Action Plan” on PM_{2.5} concentrations in Jing-Jin-Ji region during 2012–2020. *Sci. Total Environ.* 580, 197–209 (2017).
- S. N. Koplitz, D. J. Jacob, M. P. Sulprizio, L. Myllyvirta, C. Reid, Burden of disease from rising coal-fired power plant emissions in Southeast Asia. *Environ. Sci. Technol.* 51, 1467–1476 (2017).
- S. Zhai et al., Fine particulate matter (PM_{2.5}) trends in China, 2013–2018: Separating contributions from anthropogenic emissions and meteorology. *Atmos. Chem. Phys.* 19, 11031–11041 (2019).
- State Council of the People’s Republic of China, Notice of the general office of the state council on issuing the air pollution prevention and control action plan. http://www.gov.cn/zwggk/2013-09/12/content_2486773.htm. Accessed 21 August 2019.
- State Council of the People’s Republic of China, Notice of the state council on issuing the three-year action plan for winning the Blue Sky defense battle. http://www.gov.cn/zhengce/content/2018-07/03/content_5303158.htm. Accessed 21 August 2019.
- T. Xue et al., Rapid improvement of PM_{2.5} pollution and associated health benefits in China during 2013–2017. *Sci. China Earth Sci.* 62, 1847–1856. (2019).
- US Environmental Protection Agency, CMAQ: The community multiscale air quality modeling system. <https://www.epa.gov/cmaq>. Accessed 21 August 2019.
- W. Skamarock et al., A description of the Advanced Research WRF Version 3, NCAR technical note, Mesoscale and Microscale Meteorology Division (National Center for Atmospheric Research, Boulder, CO, 2008).
- World Health Organization Occupational and Environmental Health Team, WHO Air Quality Guidelines for Particulate Matter, Ozone, Nitrogen Dioxide and Sulfur Dioxide: Global Update 2005: Summary of Risk Assessment (World Health Organization, 2006).
- X. Jiang et al., To what extent can China’s near-term air pollution control policy protect air quality and human health? A case study of the Pearl River Delta region. *Environ. Res. Lett.* 10, 104006 (2015).
- X. Wang, R. E. Dickinson, L. Su, C. Zhou, K. Wang, PM_{2.5} pollution in China and how it has been exacerbated by terrain and meteorological conditions. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 99, 105–119 (2018).
- X. Zhang et al., Enhancement of PM_{2.5} concentrations by aerosol-meteorology interactions over China. *J. Geophys. Res.* 123, 1179–1194 (2018).
- X. Zhang et al., The impact of meteorological changes from 2013 to 2017 on PM_{2.5} mass reduction in key regions in China. *Sci. China Earth Sci.* 62, 1885–1902 (2019).
- Y. Lei, Q. Zhang, K. B. He, D. G. Streets, Primary anthropogenic aerosol emission trends for China, 1990–2005. *Atmos. Chem. Phys.* 11, 931–954 (2011).
- Y. Wang et al., Trends in particulate matter and its chemical compositions in China from 2013–2017. *Sci. China Earth Sci.* 62, 1857–1871 (2019).
- Y. Wu et al., On-road vehicle emissions and their control in China: A review and outlook. *Sci. Total Environ.* 574, 332–349 (2017).
- Y. Zheng et al., Air quality improvements and health benefits from China’s clean air action since 2013. *Environ. Res. Lett.* 12, 114020 (2017).

TRANSLATED VERSION: SPANISH

Below is a rough translation of the insights presented above. This was done to give a general understanding of the ideas presented in the paper. Please excuse any grammatical mistakes and do not hold the original authors responsible for these mistakes.

VERSION TRADUCIDA: ESPAÑOL

A continuación se muestra una traducción aproximada de las ideas presentadas anteriormente. Esto se hizo para dar una comprensión general de las ideas presentadas en el documento. Por favor, disculpe cualquier error gramatical y no responsabilite a los autores originales de estos errores.

INTRODUCCIÓN

El desarrollo rápido e intensivo en energía en China durante las últimas décadas ha provocado una grave contaminación del aire y efectos negativos para la salud pública, que se han convertido en problemas ambientales y sociales notables en China. A principios de 2013, los titulares informaban continuamente sobre la grave contaminación por $PM_{2.5}$ (material particulado con un diámetro aerodinámico de menos de $2.5 \mu m$) en todo el país. La concentración de $PM_{2.5}$ por hora en la capital de China, Beijing, incluso aumentó a más de $1,000 \mu g / m^3$, que es 40 veces más alta que el nivel estándar de la Organización Mundial de la Salud (OMS) para una buena salud. Se estimó que la exposición a $PM_{2.5}$ en 2015 resultó en $\sim 8,9$ millones de muertes en todo el mundo, de las cuales más de una cuarta parte ocurrieron en China.

Para abordar los problemas graves de contaminación del aire y proteger la salud pública, el Consejo de Estado de China promulgó el Plan de Acción para el Control y la Prevención de la Contaminación del Aire (Plan de Acción) más estricto en 2013, en el que se redujeron la concentración de $PM_{2.5}$ del 25%, 20% y 15%. El porcentaje en 2017 en comparación con el nivel en 2013 fue obligatorio en 3 regiones clave (representadas en el *Apéndice SI*, Fig. S1): la región Beijing-Tianjin-Hebei (BTH), la región del Delta del Río Yangtze (YRD) y la Región del Delta del Río (PRD), respectivamente.

En apoyo del Plan de Acción, se implementó una serie de estrictas acciones de aire limpio de 2013 a 2017; como se resume en la Figura 1, estas acciones incluyen fortalecer los estándares de emisiones industriales, eliminar las fábricas pequeñas y contaminantes, eliminar las capacidades industriales obsoletas, mejorar las calderas industriales, promover combustibles limpios en el sector residencial y fortalecer los estándares de emisiones de vehículos. La información detallada sobre cada medida se documenta en el *Apéndice SI*, sección S1. Con la implementación de estrictas acciones de aire limpio, la concentración de $PM_{2.5}$ en todo el país disminuyó rápidamente entre 2013 y 2017.

Se espera que la implementación de políticas activas de aire limpio pueda lograr mejoras notables en la calidad del aire. Estudios recientes han informado mejoras significativas en la calidad del aire de $PM_{2.5}$ y los beneficios para la salud asociados de 2013 a 2017 en China. Mientras tanto, también se ha identificado la contribución relativa del control de emisiones y la variación meteorológica interanual a las reducciones en las concentraciones de $PM_{2.5}$. Sin embargo, ningún estudio previo ha cuantificado los impactos de diferentes políticas de control de emisiones en la calidad del aire de $PM_{2.5}$ en China durante la implementación del Plan de Acción. Por tanto, aún falta una evaluación completa y exhaustiva de la eficacia del Plan de Acción. Aquí, evaluamos sistemáticamente los impulsores de la mejora de la calidad del aire de $PM_{2.5}$ y los beneficios para la salud asociados en China de 2013 a 2017, con énfasis en los impactos de 6 medidas de control principales resumidas del Plan de Acción (Fig.1). Dado que el gobierno chino ha dedicado enormes esfuerzos y recursos a controlar las emisiones de diversas fuentes emisoras, la evaluación de la efectividad real de estas medidas de control de emisiones puede proporcionar información crucial para desarrollar políticas de calidad del aire en China y arrojar luz sobre ellas para otros países en desarrollo y altamente contaminantes.

Los detalles de nuestro enfoque analítico están documentados en Materiales y métodos. En resumen, el modelo de Inventario de Emisiones de Resolución Múltiple para China (MEIC) se utilizó para proporcionar

la contabilidad de emisiones de referencia de 2013 a 2017 y para realizar una evaluación medida por medida de la reducción de emisiones. A continuación, se aplicó el Modelo de pronóstico e investigación meteorológica - Modelo comunitario de calidad del aire a múltiples escalas (WRF-CMAQ) para simular variaciones en las concentraciones de $PM_{2.5}$ de 2013 a 2017, separar las contribuciones de factores antropogénicos y meteorológicos a las variaciones de $PM_{2.5}$ y cuantificar medidas específicas mejoras de la calidad del aire (Apéndice SI, sección S2 y Tabla S1). A continuación, se estimaron las reducciones específicas de medida en las cargas sanitarias relacionadas con $PM_{2.5}$ con un conjunto de funciones de concentración-respuesta epidemiológica (RC) (es decir, el Modelo de mortalidad por exposición global o GEMM).

Evaluamos las concentraciones simuladas de $PM_{2.5}$ contra observaciones terrestres en 74 ciudades (536 sitios en total; las ubicaciones se muestran en el Apéndice SI, Fig. S1) que tuvieron observaciones continuas entre 2013 y 2017. Los datos de observación se obtuvieron del monitoreo nacional red operada por el Centro Nacional de Monitoreo Ambiental de China. Aunque los datos de observación disponibles públicamente sobre la composición química de $PM_{2.5}$ eran demasiado escasos para respaldar una evaluación integral de tendencias, comparamos la composición principal de $PM_{2.5}$ modelada (sulfato, nitrato, amonio, carbono orgánico y carbono negro) con datos de observación recopilados de una amplia variedad de fuentes (60 sitios en total; para obtener información sobre el sitio, consulte el Apéndice SI, Tabla S2). En general, nuestras simulaciones de modelos capturaron bien las variaciones espacio-temporales en la concentración de $PM_{2.5}$ entre 2013 y 2017 (Apéndice SI, Tabla S3 y Fig. S2), y el rendimiento del modelo estuvo en línea con otros estudios recientes de modelado regional en China. El modelo también muestra un rendimiento razonable en la composición química de $PM_{2.5}$ con sesgos medios normalizados (NMB) que van de -32,1 a 40,8% para diferentes especies. Las comparaciones detalladas entre las simulaciones de modelos y las observaciones se pueden encontrar en el Apéndice SI, sección S4 y S2-S5.

RESULTADOS

Calidad del aire $PM_{2.5}$ mejorada de 2013 a 2017.

Las Fig. 2 A y B muestran la distribución espacial de las concentraciones medias anuales simuladas de $PM_{2.5}$ sobre China en 2013 y 2017 (los mapas de 2014 a 2016 se presentan en el Apéndice SI, Fig. S6). En ambos años, se observaron altos niveles de concentraciones de $PM_{2.5}$ en el norte y centro de China, especialmente en BTH y las regiones circundantes, donde la intensidad de emisión es la más alta del país. Como se ilustra en la Figura 2 C, de 2013 a 2017, se produjeron reducciones significativas en las concentraciones de $PM_{2.5}$ en todo el país como resultado de reducciones considerables en las emisiones de los principales contaminantes del aire. Según una estimación reciente del modelo MEIC (Apéndice SI, Fig. S7), de 2013 a 2017 las emisiones nacionales de SO_2 , NO_x y $PM_{2.5}$ primario disminuyeron en 59%, 21% y 33%, respectivamente.

Se predijo que la concentración media anual de $PM_{2.5}$ ponderada por población nacional (a menos que se indique lo contrario, las concentraciones de $PM_{2.5}$ que se informan a continuación corresponden a concentraciones medias de $PM_{2.5}$ ponderadas por población simuladas) disminuirá de $61,8 \mu g / m^3$ (IC del 95%: 53,3–70,0) en 2013 a $42,0 \mu g / m^3$ (IC del 95%: 35,7–48,6) en 2017, lo que representa una reducción del 32% (IC del 95%: 30–33%). La mayor disminución de $PM_{2.5}$ se observó en la región BTH, con un valor simulado del 38% (IC del 95%: 36–45%); las reducciones en el YRD y el PRD (provincia de Guangdong) fueron del 27% (IC del 95%: 24–32%) y del 21% (IC del 95%: 17–35%), respectivamente. Nuestros resultados muestran que las concentraciones anuales de $PM_{2.5}$ disminuyeron a nivel nacional y regional en todos los años excepto en el PRD en 2017 (Apéndice SI, Fig. S8). El rebote en la concentración de $PM_{2.5}$ de 2017 en el PRD puede explicarse por las condiciones meteorológicas desfavorables (Apéndice SI, Figs. S9-S11).

Impacto meteorológico en las concentraciones de $PM_{2.5}$ entre 2013 y 2017.

La Fig. 3 A - D presenta la frecuencia de los días de estancamiento del aire y la anomalía de $PM_{2.5}$ impulsada por meteorología modelada por región para cada mes entre 2013 y 2017. La ocurrencia

de estancamiento del aire, que es un indicador integrado de la velocidad del viento, la altura de la capa límite (PBL), y la ocurrencia de precipitación, generalmente se correlaciona positivamente con las concentraciones de $PM_{2.5}$ (Apéndice SI, sección S7). Por ejemplo, los episodios de neblina severa ampliamente reportados ocurrieron en las regiones BTH y YRD en enero de 2013. Estos eventos se asociaron con condiciones severas de estancamiento del aire representadas por bajas velocidades del viento, bajo PBL y alta humedad. Las bajas velocidades del viento y el bajo PBL suprimieron la eliminación de $PM_{2.5}$, como podría esperarse de las condiciones de ventilación débiles, y la alta humedad promovió la formación de aerosoles secundarios a través de la química de aerosoles de fase acuosa. Se observaron condiciones meteorológicas desfavorables similares y episodios regionales severos de contaminación por $PM_{2.5}$ en febrero de 2014 y diciembre de 2016 en el BTH y en noviembre / diciembre de 2013 en el YRD. Por el contrario, las condiciones meteorológicas regionales favorables asociadas con una alta frecuencia de los flujos de viento del norte en diciembre de 2017 llevaron a concentraciones bajas de $PM_{2.5}$ en el BTH. La variación en las condiciones meteorológicas puede dominar las anomalías mensuales de $PM_{2.5}$ a escala regional. Por ejemplo, los resultados del modelo muestran que el 70% de la reducción de $PM_{2.5}$ en diciembre de 2017 en la región BTH en comparación con diciembre de 2016 podría atribuirse a la variación en las condiciones meteorológicas.

Sin embargo, la variación en las condiciones meteorológicas tuvo un impacto menor en las tendencias de $PM_{2.5}$ de 5 años (es decir, de 2013 a 2017; Fig. 3 E - H). Estimamos que la variación en las condiciones meteorológicas condujo a una reducción de las concentraciones de $PM_{2.5}$ en $5.6 \mu\text{g} / \text{m}^3$ (95% CI: 0.9-11.0) en la región BTH entre 2013 y 2017, contribuyendo al 16% de la disminución total en las concentraciones de $PM_{2.5}$ para el mismo periodo. Las condiciones meteorológicas en 2017 en las regiones YRD y PRD fueron más desfavorables en comparación con 2013 y contrarrestaron la disminución en las concentraciones de $PM_{2.5}$ de 2013 a 2017 (Apéndice SI, Fig. S12). A nivel nacional, estimamos que las condiciones meteorológicas podrían explicar el 9% de la disminución total en las concentraciones de $PM_{2.5}$ de 2013 a 2017, demostrando así que la mejora en la calidad del aire de $PM_{2.5}$ estuvo dominada por la disminución de las emisiones antropogénicas en lugar de la variación interanual de las condiciones meteorológicas. Nuestros resultados son consistentes con estudios recientes sobre los impactos meteorológicos en la contaminación de $PM_{2.5}$ de China.

Impacto antropogénico y beneficios específicos de la medida.

La figura 4 muestra los beneficios ambientales y de salud pública del plan de acción. Nuestras estimaciones sugieren que, con la implementación de 5 años de las 6 medidas de control, las emisiones nacionales de SO_2 , NO_x y $PM_{2.5}$ primario se redujeron en 16.4, 8.0 y 3.5 Tg, respectivamente (Apéndice SI, Tabla S4 y Fig. 4 A - C). En consecuencia, la concentración anual nacional de $PM_{2.5}$ disminuyó en 17,4 (IC del 95%: 15,4-19,0) a $42,0 \mu\text{g} / \text{m}^3$ (IC del 95%: 35,7-48,6), y el número de muertes en exceso relacionadas con $PM_{2.5}$ disminuyó en 0,41 millones. (IC del 95%: 0,38-0,43) a 1,98 millones (IC del 95%: 1,85-2,09) en 2017 (Fig. 4 D y E). Las 3 regiones clave mostraron disminuciones considerables en las concentraciones de $PM_{2.5}$ y las muertes relacionadas debido a la reducción de emisiones (Apéndice SI, Figs. S13-S15 y Tabla S5). Las reducciones más evidentes en las concentraciones de $PM_{2.5}$ ocurrieron en el BTH (tanto en magnitud como en porcentaje) debido a los estrictos requisitos regionales de reducción de $PM_{2.5}$ y las agresivas acciones de control aplicadas en el BTH (Apéndice SI, sección S1). Los beneficios para la salud pública y el medio ambiente identificados a escala nacional y regional demuestran la eficacia del Plan de Acción.

Entre las 6 medidas de control, se estimó que el fortalecimiento de los estándares de emisiones industriales, las mejoras en las calderas industriales, la eliminación gradual de la capacidad industrial obsoleta y la promoción de combustibles limpios en el sector residencial fueron las principales medidas de control efectivas, que juntas representan el 92% de las reducciones concentraciones anuales de $PM_{2.5}$ y el exceso de muertes relacionado, debido a sus contribuciones considerables a la reducción de emisiones de los 3 contaminantes principales. En particular, estas importantes medidas efectivas se dirigen principalmente al sector industrial, destacando la estructura de emisiones dominante en la industria en China y la eficacia de los controles de emisiones en los sectores industriales (incluido el sector eléctrico) de 2013 a 2017. Las contribuciones de las medidas de control en la clave Las regiones fueron similares a las

contribuciones a escala nacional (Apéndice SI, Fig. S13 y Tabla S4), aunque existieron discrepancias en la efectividad de las medidas de control en diferentes regiones debido a diferencias en la estructura industrial, la estructura de emisiones y el enfoque de las medidas de control.

Fortalecer los Estándares de Emisiones Industriales.

Los estándares de emisión reforzados para las centrales térmicas y todos los sectores industriales intensivos en emisiones (por ejemplo, hierro y acero, cemento) se promulgaron de 2013 a 2017, y estos estándares llevaron a aplicaciones a gran escala de control estricto de final de tubería (EOP) dispositivos en las industrias correspondientes (Fig. 1 y SI Appendix x, la sección S1). Por ejemplo, a fines de 2017, más del 95% de las centrales eléctricas de carbón en China estaban equipadas con sistemas de desulfuración de gases de combustión (FGD) y reducción catalítica selectiva (SCR) o reducción no catalítica selectiva (SNCR), y el 71% de la capacidad de generación de energía a carbón cumplió con los estándares de “emisión ultrabaja”, con niveles de emisión de los principales contaminantes del aire similares a los de las centrales eléctricas de gas. Además, más del 80% de las máquinas de sinterización de acero y los hornos de cemento estaban equipados con sistemas FGD y SCR (o SNCR), respectivamente, lo que arroja una tasa de cumplimiento del 90% para las emisiones de gases de combustión de los sectores industriales intensivos en emisiones. En consecuencia, se estimó que las normas de emisiones industriales reforzadas eran el factor más importante para mejorar la calidad del aire y los beneficios para la salud relacionados. Estimamos que, a nivel nacional, esta medida condujo a reducciones de 7.01 Tg (43% del total de abatimientos) para SO₂, 4.77 Tg (60%) para NO_x y 1.42 Tg (41%) para emisiones primarias de PM_{2.5}, y contribuyó a una reducción de 6,6 µg / m³ (IC del 95%: 5,9 a 7,1) en la concentración anual de PM_{2.5}, lo que condujo además a una disminución de 157,200 (IC del 95%: 148,800 a 165 000) en el número de PM_{2.5} relacionados muertes en 2017. El fortalecimiento de los estándares de emisiones industriales también fue la medida más eficaz para reducir las concentraciones de PM_{2.5} y las muertes relacionadas en las 3 regiones clave debido al papel destacado en la reducción de emisiones (Apéndice SI, Figs. S13-S15).

Actualizaciones en Calderas Industriales.

Las calderas industriales de carbón son fuentes importantes de emisiones, especialmente SO₂, debido a su considerable consumo de carbón. De 2013 a 2017, se cerraron más de 200.000 pequeñas calderas de carbón (≤7 MW) y se eliminaron todas las pequeñas calderas de carbón en las zonas urbanas. Las grandes calderas operativas fueron ampliamente equipadas con SO₂ y dispositivos de control de partículas después de la aplicación de la nueva norma de emisiones (es decir, GB 13271-2014) en 2014 (Fig. 1). En consecuencia, se obtuvieron reducciones considerables de emisiones: reducciones de 5,54 Tg (34% de todas las reducciones) y 0,71 Tg (20% de todas las reducciones) en las emisiones de SO₂ y PM_{2.5} primario, lo que redujo aún más la concentración anual nacional de PM_{2.5} en 4,4 µg. / m³ (IC del 95%: 3.8–4.9) y contribuyó al 25% de las reducciones totales en las muertes relacionadas con PM_{2.5}.

Eliminación Progresiva de la Capacidad Industrial Obsoleta.

A diferencia de otras medidas dirigidas al EOP (por ejemplo, el fortalecimiento de los estándares de emisiones industriales), esta medida se centró en ajustes estructurales eliminando gradualmente tecnologías y capacidades obsoletas o ineficientes en varios sectores industriales. Por ejemplo, entre 2013 y 2017 se eliminaron 200 millones de toneladas de capacidad de producción de hierro y acero obsoleta y 250 millones de toneladas de capacidad de producción de cemento obsoleta (Fig.1). En consecuencia, esta medida centrada en la estructura condujo a una disminución de 2.8 µg / m³ (IC del 95%: 2.5-3.0) en las concentraciones anuales nacionales de PM_{2.5} y contribuyó con el 16% de la disminución total de muertes en 2017 como resultado de la 2.08 -, 1.23- y 0.69-Tg reducciones en las emisiones de SO₂, NO_x y PM_{2.5} primario, respectivamente.

Promover Combustibles Limpios en el Sector Residencial.

El sector residencial es un contribuyente notable a la contaminación por PM_{2.5} en China, especialmente en el norte de China durante las temporadas de calefacción. Para resolver este problema, se impulsaron cocinas avanzadas y carbón limpio a nivel nacional entre 2013 y 2016. En 2017 se impulsó aún más la sustitución del carbón por gas natural y electricidad, afectando a 6 millones de hogares a nivel nacional, de

los cuales 4.8 millones se ubicaron en el BTH y regiones circundantes (Fig. 1). Por lo tanto, los beneficios de promover combustibles limpios en el sector residencial fueron destacados en la BTH. Estimamos que esta medida ha reducido 0.14 Tg de SO_2 (11% del total de abatimientos) y 0.1 Tg (20%) de las emisiones primarias de $\text{PM}_{2.5}$, respectivamente, en el BTH y consecuentemente redujo la concentración regional anual de $\text{PM}_{2.5}$ en $7.0 \mu\text{g} / \text{m}^3$ (IC del 95%: 5.0–9.0), y contribuyó al 25% de las reducciones regionales en las muertes relacionadas con $\text{PM}_{2.5}$ (Apéndice SI, Figs. S13-S15). Nuestros resultados están en línea con Liu et al., quien encontró que la reducción de emisiones del sector residencial en la región BTH podría introducir considerables mejoras regionales en la calidad del aire de $\text{PM}_{2.5}$. Los beneficios de promover combustibles limpios en el sector residencial también fueron evidentes a escala nacional (redujo la concentración media anual nacional de $\text{PM}_{2.5}$ en $2.2 \mu\text{g} / \text{m}^3$ (IC del 95%: 2.0-2.5) en 2017 y contribuyó con el 12% de las reducciones nacionales en Muertes relacionadas con $\text{PM}_{2.5}$) debido a la notable contribución a la disminución de las emisiones primarias nacionales de $\text{PM}_{2.5}$ (13%).

Eliminar Gradualmente las Fábricas Pequeñas y Contaminantes.

Impulsada por estándares de emisión más estrictos, esta medida tenía como objetivo reemplazar las fábricas pequeñas y altamente contaminantes por grandes instalaciones equipadas con tecnologías de producción limpia y equipos avanzados de control de la contaminación, con un enfoque en el norte de China (Fig. 1). De 2016 a 2017, se eliminaron o renovaron más de 62,000 fábricas pequeñas y contaminantes en el BTH y regiones adyacentes (Fig.1), lo que arrojó 10, 3 y 9% de las reducciones regionales en SO_2 , NO_x y $\text{PM}_{2.5}$ emisiones, respectivamente. En consecuencia, la eliminación gradual de las fábricas pequeñas y altamente contaminantes redujo las concentraciones anuales de $\text{PM}_{2.5}$ en el BTH en $1.9 \mu\text{g} / \text{m}^3$ (IC del 95%: 1.2–2.5) y contribuyó con un 7% a la reducción regional de las muertes relacionadas con $\text{PM}_{2.5}$. Sin embargo, de esta medida se obtuvieron beneficios limitados para la salud y la calidad del aire a escala nacional, ya que generalmente era una medida regional.

Fortalecer los Estándares de Emisión de Vehículos.

Esta medida contribuyó de forma destacada a las reducciones de NO_x (1,06 Tg, 13% de todas las reducciones nacionales). Este cambio fue principalmente el resultado de la rotación de la flota provocada por los estándares de emisiones reforzados en el sector del transporte (es decir, los estándares de emisiones de China 4 y China 5 implementados entre 2013 y 2017) y la eliminación forzada de vehículos viejos. Por ejemplo, de 2013 a 2017, se eliminaron más de 20 millones de vehículos viejos y de "etiqueta amarilla" (es decir, vehículos de gasolina y diésel que no cumplen con los estándares de China 1 y China 3). Sin embargo, los efectos de las normas de emisión de vehículos reforzadas con respecto a la mejora de la calidad del aire nacional ($0,7 \mu\text{g} / \text{m}^3$, IC del 95%: 0,5–0,9) y los beneficios para la salud (4% de las reducciones nacionales en las muertes relacionadas con $\text{PM}_{2.5}$) se vieron obstaculizadas por la compleja respuesta no lineal de la concentración de $\text{PM}_{2.5}$ a las emisiones de NO_x . Los beneficios de esta medida también fueron limitados en las 3 regiones, pero la contribución a las mejoras totales en la calidad del aire fue levemente mayor en el PRD porque contribuyó con un 19% a las reducciones regionales de NO_x en el PRD.

IMPLICACIONES DE LA DISCUSIÓN Y POLÍTICAS

En 2013, China lanzó el plan de acción de aire limpio más duro de la historia para resolver problemas graves y extensos de contaminación del aire. Nuestro estudio cuantificó la contribución de diferentes políticas de control de la contaminación a la rápida mejora de la calidad del aire de $\text{PM}_{2.5}$ en China de 2013 a 2017, destacando así la efectividad del Plan de Acción. Con base en un enfoque de medida por medida, el fortalecimiento de los estándares de emisiones industriales, las mejoras en las calderas industriales, la eliminación gradual de las capacidades industriales obsoletas y la promoción de combustibles limpios en el sector residencial se identificaron como las 4 principales medidas efectivas para mitigar las emisiones, mejorando las $\text{PM}_{2.5}$ en el aire, calidad y reducción de la mortalidad relacionada con $\text{PM}_{2.5}$.

Nuestro estudio estuvo sujeto a una serie de incertidumbres y limitaciones. Primero, solo se consideraron 6 importantes medidas de control, lo que podría haber subestimado los beneficios totales del Plan de Acción. Los beneficios del control de polvo fugitivo no se investigaron aquí debido a la falta de un inventario de emisiones de polvo fugitivo en toda China. En segundo lugar, las estimaciones de emisiones

de abajo hacia arriba estaban sujetas a incertidumbres debido al conocimiento incompleto de las tasas de actividad y los factores de emisión. La incertidumbre de las emisiones de MEIC se estimó en 12% para SO_2 , 31% para NO_x y 107% para $\text{PM}_{2.5}$ primario (IC del 95%). En tercer lugar, la función GEMM aplicada asume una toxicidad equivalente para todas las especies químicas en $\text{PM}_{2.5}$ (4), lo que indica que las reducciones de mortalidad estimadas de las medidas de control no se diferenciaron por los componentes o fuentes de concentraciones reducidas de $\text{PM}_{2.5}$. Las incertidumbres de las concentraciones simuladas de $\text{PM}_{2.5}$ y las muertes estimadas relacionadas con $\text{PM}_{2.5}$ se cuantificaron siguiendo el enfoque documentado en el Apéndice SI, sección S12.

A pesar de las notables mejoras en la calidad del aire introducidas por el Plan de Acción, la contaminación del aire en China sigue siendo grave. Por ejemplo, el 64% de 338 ciudades a nivel de prefectura en China no cumplieron con el estándar nacional para el nivel anual de $\text{PM}_{2.5}$ en 2017. Por lo tanto, las medidas de control de emisiones continuas y efectivas siguen siendo de alta prioridad. Las futuras acciones de aire limpio deben diseñarse en base a las experiencias del Plan de Acción implementado de 2013 a 2017 y deben superar sus deficiencias. Nuestros resultados, basados en análisis de medidas específicas, confirman varias implicaciones políticas importantes para diseñar futuras políticas de aire limpio. En primer lugar, las medidas que tuvieron éxito en reducir las emisiones de los sectores industrial y residencial deben permanecer en vigor porque estos 2 sectores siguieron siendo fuentes importantes de emisiones contaminantes en 2017 (Fig. 4 y Apéndice SI, Fig. S7 y Tabla S4); sin embargo, el sector de la energía ya no es un contribuyente dominante a las emisiones de contaminantes debido a la implementación de los estándares de emisiones ultrabajas. En el futuro, las experiencias exitosas de los estándares de emisiones ultrabajas para plantas de energía deben expandirse a otros sectores industriales importantes y las acciones de combustible limpio en el sector residencial en la región BTH deben implementarse a nivel nacional. En segundo lugar, nuestro análisis encontró que las medidas de control implementadas de 2013 a 2017 se centraron principalmente en el control de emisiones al final de la tubería, mientras que las acciones de ajuste de la estructura energética desempeñaron un papel relativamente menor. El carbón aún dominaba el consumo de energía de China a partir de 2017. Sugerimos que las políticas futuras deberían prestar más atención a la introducción de combustibles renovables, a partir de los cuales se pueden lograr reducciones persistentes de emisiones, así como beneficios en la mitigación de gases de efecto invernadero. En tercer lugar, las medidas estrictas para las fuentes de combustión de carbón, las medidas relativamente menos efectivas en las fuentes móviles (principalmente camiones diésel y motores todo terreno) y la falta de medidas de control en el sector agrícola llevaron a reducciones mayores en las emisiones de SO_2 que las de NO_x y NH_3 (Apéndice SI, Fig. S16) de 2013 a 2017. Como consecuencia, en nuestras simulaciones del modelo se reveló una reducción mayor en sulfato que en nitrato y se confirmó mediante observaciones recientes in situ para el mismo período (Apéndice SI, Fig. S17 y refs.). Deben implementarse acciones futuras centradas en la reducción de NO_x de los vehículos diésel de carretera y vehículos de gas todo terreno y la reducción de NH_3 en el sector agrícola. Cuarto, las medidas de control sobre las emisiones de compuestos orgánicos volátiles no metano (COVNM) estuvieron ausentes entre 2013 y 2017, lo que resultó en un crecimiento persistente de las emisiones de COVNM y el potencial de formación de ozono durante el mismo período. Esto puede haber contribuido al aumento de la concentración de O_3 en la superficie de 2013 a 2017 en condiciones limitadas de COV. Por otra parte, debilitado aerosol captación de radicales hidropoxi debido a $\text{PM}_{2.5}$ reducción ha sido propuesto como un mecanismo importante de O_3 incremento. Dado que se espera que la contaminación por $\text{PM}_{2.5}$ mejore continuamente en el futuro, las medidas de control personalizadas para las emisiones de COVNM son cruciales para mitigar la contaminación por $\text{PM}_{2.5}$ y O_3 al mismo tiempo. Por último, pero no menos importante, muchos países en desarrollo están sufriendo problemas similares de contaminación del aire tras un rápido desarrollo económico. Por ejemplo, el aumento de las emisiones del carbón y los vehículos se mezcla con las columnas de combustión de biomasa en India y el sudeste asiático. Nuestro análisis de medidas específicas arroja luz sobre el desarrollo de políticas efectivas de aire limpio en estos países. En 2018, China promulgó el Plan de acción de tres años para ganar la batalla de la defensa del cielo azul para continuar sus esfuerzos en la lucha contra la contaminación del aire. Con la implementación de las medidas propuestas anteriormente, se espera un aire más limpio en China en los próximos años.

MATERIALES Y MÉTODOS

Métodos y Datos.

En este trabajo, construimos un marco de análisis integrado (Apéndice SI, Fig. S18) para evaluar las mejoras en la calidad del aire y los beneficios para la salud de las acciones de aire limpio en China (es decir, las 6 medidas enumeradas en la Fig.1) de 2013 a 2017. Primero usamos el modelo WRF-CMAQ para simular las variaciones en las concentraciones de $PM_{2.5}$ de 2013 a 2017, período durante el cual las contribuciones de factores antropogénicos y meteorológicos se separaron a través del análisis de escenarios. Luego, estimamos los beneficios acumulados de la implementación de cinco años de cada medida de control importante en 2017. Las reducciones de emisiones específicas de las medidas se cuantificaron aplicando el modelo MEIC con datos recopilados del Ministerio de Ecología y Medio Ambiente de China (Apéndice SI, Tabla S6) como entradas. Las reducciones en las concentraciones de $PM_{2.5}$ introducidas por cada medida se evaluaron luego usando el modelo WRF-CMAQ, y el número de muertes en exceso atribuibles a $PM_{2.5}$ evitadas por cada medida se cuantificó aún más utilizando el GEMM recientemente desarrollado.

Como se muestra en el Apéndice SI, Tabla S1, el sistema de modelado WRF-CMAQ se utilizó para simular concentraciones de $PM_{2.5}$ en 4 grupos de escenarios. El grupo de escenarios *BASE* proporcionó simulaciones de línea base de 2013 a 2017, de las cuales se podrían derivar variaciones en las concentraciones de $PM_{2.5}$. Con información adicional proporcionada por los escenarios *FixEmis* (escenarios con emisiones fijas de 2017 y condiciones meteorológicas variables de 2013 a 2017), se separaron las contribuciones de las variaciones meteorológicas interanuales y las reducciones de emisiones antropogénicas a las variaciones de $PM_{2.5}$ de 2013-2017. Las mejoras de la calidad del aire en 2017 introducidas por cada medida se derivaron además en función del escenario *MEAS* y los grupos de escenarios *NoCtrl*. Los detalles de los métodos y conjuntos de datos se describen en el Apéndice SI. Para evaluar el desempeño del modelo CMAQ, comparamos los parámetros meteorológicos simulados, las concentraciones totales de $PM_{2.5}$ y las concentraciones de composición química de $PM_{2.5}$ con observaciones en tierra (Apéndice SI, secciones S3 y S4).

Disponibilidad de Datos.

El inventario de emisiones mensual cuadrículado utilizado en este estudio y la salida del modelo CMAQ cuadrículado de las concentraciones medias mensuales de $PM_{2.5}$ están disponibles en <http://www.meicmodel.org/dataset-appcape.html>. Se puede acceder a los datos de observación de $PM_{2.5}$ de superficie utilizados en este estudio en <http://beijingair.sinaapp.com>. Las observaciones terrestres de los datos meteorológicos se obtienen del Centro Nacional de Datos Climáticos (NCDC) (<ftp://ftp.ncdc.noaa.gov/pub/data/noaa/>).

TRANSLATED VERSION: FRENCH

Below is a rough translation of the insights presented above. This was done to give a general understanding of the ideas presented in the paper. Please excuse any grammatical mistakes and do not hold the original authors responsible for these mistakes.

VERSION TRADUITE: FRANÇAIS

Voici une traduction approximative des idées présentées ci-dessus. Cela a été fait pour donner une compréhension générale des idées présentées dans le document. Veuillez excuser toutes les erreurs grammaticales et ne pas tenir les auteurs originaux responsables de ces erreurs.

INTRODUCTION

Le développement rapide et énergivore de la Chine au cours des dernières décennies a entraîné une grave pollution de l'air et des effets négatifs sur la santé publique, qui sont devenus des problèmes environnementaux et sociaux notables en Chine. Au début de 2013, les manchettes ont continuellement signalé la grave pollution par les $PM_{2.5}$ (particules d'un diamètre aérodynamique inférieur à $2,5 \mu m$) à travers le pays. La concentration horaire de $PM_{2.5}$ dans la capitale chinoise, Pékin, est même passée à plus de $1000 \mu g / m^3$, ce qui est 40 fois supérieur au niveau standard de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) pour une bonne santé. Selon les estimations, l'exposition aux $PM_{2.5}$ en 2015 entraînerait ~ 8,9 millions de décès dans le monde, dont plus d'un quart en Chine.

Pour faire face aux graves problèmes de pollution atmosphérique et protéger la santé publique, le Conseil d'État de Chine a promulgué en 2013 le plan d'action le plus rigoureux de tous les temps pour la prévention et le contrôle de la pollution atmosphérique (plan d'action), dans lequel des réductions de concentration de $PM_{2.5}$ de 25%, 20% et 15 % en 2017 par rapport au niveau de 2013 ont été mandatées dans 3 régions clés (illustrées dans l'annexe SI, Fig.S1): la région de Beijing-Tianjin-Hebei (BTH), la région du delta du Yangtsé (YRD) et la Perle Région du delta du fleuve (PRD), respectivement.

À l'appui du plan d'action, une série d'actions rigoureuses en matière d'air pur a été mise en œuvre de 2013 à 2017; comme le résume la figure 1, ces actions comprennent le renforcement des normes d'émissions industrielles, l'élimination des petites usines polluantes, l'élimination des capacités industrielles obsolètes, la modernisation des chaudières industrielles, la promotion des carburants propres dans le secteur résidentiel et le renforcement des normes d'émission des véhicules. Des informations détaillées concernant chaque mesure sont documentées dans l'annexe SI, section S1. Avec la mise en œuvre de mesures rigoureuses pour la qualité de l'air, la concentration de $PM_{2.5}$ dans tout le pays a diminué rapidement entre 2013 et 2017.

On s'attend à ce que la mise en œuvre de politiques actives de l'air pur puisse permettre des améliorations remarquables de la qualité de l'air. Des études récentes ont fait état d'améliorations significatives de la qualité de l'air $PM_{2.5}$ et des avantages pour la santé associés de 2013 à 2017 en Chine. Parallèlement, la contribution relative du contrôle des émissions et de la variation météorologique interannuelle à la réduction des concentrations de $PM_{2.5}$ a également été identifiée. Cependant, aucune étude antérieure n'a quantifié les impacts des différentes politiques de contrôle des émissions sur la qualité de l'air $PM_{2.5}$ à travers la Chine pendant la mise en œuvre du plan d'action. Par conséquent, une évaluation complète et complète de l'efficacité du plan d'action fait toujours défaut. Ici, nous avons systématiquement évalué les facteurs de l'amélioration de la qualité de l'air $PM_{2.5}$ et les avantages pour la santé associés en Chine de 2013 à 2017, en mettant l'accent sur les impacts de 6 mesures de contrôle majeures résumées dans le plan d'action (Fig.1). Étant donné que le gouvernement chinois a déployé d'énormes efforts et des ressources considérables pour contrôler les émissions de diverses sources d'émission, l'évaluation de l'efficacité réelle de ces mesures de contrôle des émissions peut fournir des informations cruciales pour l'élaboration de politiques de qualité de l'air en Chine et les éclairer pour d'autres pays en développement et hautement polluants. des pays.

Les détails de notre approche analytique sont documentés dans Matériels et méthodes. En résumé, le modèle d'Inventaire multi-résolution des émissions pour la Chine (MEIC) a été utilisé pour fournir la comptabilisation des émissions de référence de 2013 à 2017 et pour mener une évaluation mesure par mesure des réductions d'émissions. Le modèle de recherche et de prévision météorologiques - Modèle communautaire de qualité de l'air multi-échelles (WRF-CMAQ) a ensuite été appliqué pour simuler les variations des concentrations de $PM_{2.5}$ de 2013 à 2017, séparer les contributions des facteurs anthropiques et météorologiques aux variations des $PM_{2.5}$ et quantifier les mesures spécifiques d'amélioration de la qualité de l'air (annexe SI, section S2 et tableau S1). Les réductions spécifiques aux mesures des fardeaux sanitaires liés aux $PM_{2.5}$ ont ensuite été estimées à l'aide d'un ensemble de fonctions épidémiologiques de concentration-réponse (CR) (c.-à-d. Le modèle global de mortalité par exposition ou GEMM).

Nous avons évalué les concentrations simulées de $PM_{2.5}$ par rapport aux observations au sol dans 74 villes (536 sites au total; les emplacements sont indiqués dans l'annexe SI, Fig. S1) qui avaient des observations continues entre 2013 et 2017. Les données d'observation ont été obtenues à partir du suivi

national réseau géré par le Centre national chinois de surveillance de l'environnement. Bien que les données d'observation accessibles au public sur la composition chimique des $PM_{2.5}$ étaient trop rares pour étayer une évaluation complète des tendances, nous avons comparé la composition modélisée des principales $PM_{2.5}$ (sulfate, nitrate, ammonium, carbone organique et noir de carbone) aux données d'observation collectées à partir d'une grande variété de sources (60 sites au total; pour les informations sur les sites, voir l'annexe SI, tableau S2). En général, nos simulations de modèle ont bien capturé les variations spatio-temporelles de la concentration de $PM_{2.5}$ entre 2013 et 2017 (annexe SI, tableau S3 et figure S2), et la performance du modèle était en ligne avec d'autres études de modélisation régionales récentes en Chine. Le modèle montre également des performances raisonnables dans la composition chimique des $PM_{2.5}$ avec des biais moyens normalisés (NMB) allant de -32,1 à 40,8% pour différentes espèces. Des comparaisons détaillées entre les simulations de modèles et les observations se trouvent dans l'annexe SI, section S4 et S2-S5.

RÉSULTATS

Amélioration de la qualité de l'air $PM_{2.5}$ de 2013 à 2017.

Les figures 2 A et B montrent la distribution spatiale des concentrations moyennes annuelles simulées de $PM_{2.5}$ sur la Chine en 2013 et 2017 (les cartes pour 2014 à 2016 sont présentées dans l'annexe SI, figure S6). Au cours des deux années, des niveaux élevés de concentrations de $PM_{2.5}$ ont été observés dans le nord et le centre de la Chine, en particulier dans le BTH et les régions environnantes, où l'intensité des émissions est la plus élevée du pays. Comme l'illustre la figure 2 C, de 2013 à 2017, des réductions importantes des concentrations de $PM_{2.5, \text{ont}}$ eu lieu dans tout le pays en raison de réductions considérables des émissions des principaux polluants atmosphériques. Selon une estimation récente du modèle MEIC (annexe SI, figure S7), de 2013 à 2017, les émissions nationales de SO_2 , de NO_x et de $PM_{2.5}$ primaires ont diminué respectivement de 59%, 21% et 33%.

La concentration moyenne annuelle nationale de $PM_{2.5}$ pondérée en fonction de la population (sauf indication contraire, les concentrations de $PM_{2.5}$ rapportées ci-après correspondent aux concentrations moyennes simulées de $PM_{2.5}$ pondérées en fonction de la population) devrait passer de $61,8 \mu\text{g} / \text{m}^3$ (IC à 95%: 53,3 à 70,0) en 2013 à $42,0 \mu\text{g} / \text{m}^3$ (IC à 95%: 35,7–48,6) en 2017, ce qui représente une réduction de 32% (IC à 95%: 30–33%). La plus forte diminution des $PM_{2.5}$ a été observée dans la région BTH, avec une valeur simulée de 38% (IC à 95%: 36 à 45%); les réductions du YRD et du PRD (province du Guangdong) étaient respectivement de 27% (IC à 95%: 24–32%) et de 21% (IC à 95%: 17–35%). Nos résultats montrent que les concentrations annuelles de $PM_{2.5, \text{ont}}$ diminué à l'échelle nationale et régionale toutes les années, sauf dans le PRD en 2017 (annexe SI, figure S8). Le rebond de la concentration de $PM_{2.5}$ dans le PRD en 2017 peut s'expliquer par les conditions météorologiques défavorables (annexe SI, figures S9-S11).

Impact météorologique sur les concentrations de $PM_{2.5}$ entre 2013 et 2017.

La figure 3 A - D présente la fréquence des jours de stagnation de l'air et l'anomalie modélisée des $PM_{2.5}$ d'origine météorologique par région pour chaque mois entre 2013 et 2017. L'apparition de la stagnation de l'air, qui est un indicateur intégré de la vitesse du vent, de la hauteur de la couche limite (PBL) et l'occurrence des précipitations sont généralement positivement corrélées aux concentrations de $PM_{2.5}$ (Annexe SI, section S7). Par exemple, des épisodes de brume sévère largement signalés se sont produits dans les régions BTH et YRD en janvier 2013. Ces événements étaient associés à des conditions de stagnation sévère de l'air représentées par de faibles vitesses de vent, une faible PBL et une humidité élevée. Les faibles vitesses de vent et les faibles PBL ont supprimé l'élimination des $PM_{2.5}$, comme on pouvait s'y attendre dans des conditions de ventilation faibles, et une humidité élevée a favorisé la formation d'aérosols secondaires via la chimie des aérosols en phase aqueuse. Des conditions météorologiques défavorables similaires et des épisodes de pollution régionale sévère aux $PM_{2.5}$ ont été observés en février 2014 et décembre 2016 dans le BTH et en novembre / décembre 2013 dans le YRD. En revanche, des conditions météorologiques régionales favorables associées à une fréquence élevée de vents du nord en décembre 2017 ont conduit à de faibles concentrations de $PM_{2.5}$ dans la BTH. La variation des conditions

météorologiques peut dominer les anomalies mensuelles de $PM_{2,5}$ à l'échelle régionale. Par exemple, les résultats du modèle montrent que 70% de la réduction des $PM_{2,5}$ en décembre 2017 dans la région BTH par rapport à décembre 2016 pourrait être attribuée à la variation des conditions météorologiques.

Cependant, la variation des conditions météorologiques a eu moins d'impact sur les tendances des $PM_{2,5}$ à 5 ans (c.-à-d. De 2013 à 2017; Fig. 3 E - H). Nous avons estimé que la variation des conditions météorologiques a entraîné une réduction des concentrations de $PM_{2,5}$ de $5,6 \mu g / m^3$ (IC à 95%: 0,9 à 11,0) dans la région BTH entre 2013 et 2017, contribuant à 16% de la diminution totale des concentrations de $PM_{2,5}$ pour le même période. Les conditions météorologiques en 2017 dans les régions YRD et PRD ont été plus défavorables par rapport à 2013 et ont contrecarré la baisse des concentrations de $PM_{2,5}$ de 2013 à 2017 (Annexe SI, Fig. S12). À l'échelle nationale, nous avons estimé que les conditions météorologiques pourraient expliquer 9% de la diminution totale des concentrations de $PM_{2,5}$ de 2013 à 2017, démontrant ainsi que l'amélioration de la qualité de l'air des $PM_{2,5}$ était dominée par la réduction des émissions anthropiques plutôt que par la variation interannuelle des conditions météorologiques. Nos résultats sont cohérents avec les études récentes sur les impacts météorologiques sur la pollution par les $PM_{2,5}$ en Chine.

Impact anthropique et avantages spécifiques aux mesures.

La figure 4 montre les avantages environnementaux et de santé publique du plan d'action. Nos estimations suggèrent qu'avec la mise en œuvre sur 5 ans des 6 mesures de contrôle, les émissions nationales de SO_2 , de NO_x et de $PM_{2,5}$ primaires ont été réduites de 16,4, 8,0 et 3,5 Tg, respectivement (annexe SI, tableau S4 et Fig 4 A - C). Par conséquent, la concentration annuelle nationale de $PM_{2,5}$ a diminué de 17,4 (IC à 95%: 15,4–19,0) à $42,0 \mu g / m^3$ (IC à 95%: 35,7–48,6), et le nombre de décès en excès liés aux $PM_{2,5}$ a diminué de 0,41 million (IC à 95%: 0,38–0,43) à 1,98 million (IC à 95%: 1,85–2,09) en 2017 (Fig.4 D et E). Toutes les 3 régions clés ont affiché des baisses considérables des concentrations de $PM_{2,5}$ et des décès associés dus à la réduction des émissions (annexe SI, figures S13 à S15 et tableau S5). Les réductions les plus évidentes des concentrations de $PM_{2,5}$ se sont produites dans le BTH (à la fois en ampleur et en pourcentage) en raison des exigences régionales strictes en matière de réduction des $PM_{2,5}$ et des mesures de contrôle agressives appliquées dans le BTH (annexe SI, section S1). Les avantages environnementaux et de santé publique identifiés aux échelles nationale et régionale démontrent l'efficacité du plan d'action.

Parmi les 6 mesures de contrôle, le renforcement des normes d'émissions industrielles, la modernisation des chaudières industrielles, l'élimination des capacités industrielles obsolètes et la promotion des carburants propres dans le secteur résidentiel ont été estimés comme les principales mesures de contrôle efficaces, représentant ensemble 92% des réductions nationales en les concentrations annuelles de $PM_{2,5}$ et les décès excédentaires associés, en raison de leur contribution considérable à la réduction des émissions des trois principaux polluants. Notamment, ces principales mesures efficaces ciblent principalement le secteur industriel, mettant en évidence la structure des émissions dominante dans l'industrie en Chine et l'efficacité des contrôles des émissions dans les secteurs industriels (y compris le secteur de l'énergie) de 2013 à 2017. Les contributions des mesures de contrôle dans la clé Les régions étaient similaires aux contributions à l'échelle nationale (Annexe SI, Fig. S13 et Tableau S4), bien que des écarts dans l'efficacité des mesures de contrôle existaient dans différentes régions en raison de différences dans la structure industrielle, la structure des émissions et l'orientation des mesures de contrôle.

Renforcer les normes d'émissions industrielles.

Des normes d'émissions renforcées pour les centrales thermiques et tous les secteurs industriels à forte intensité d'émissions (par exemple, le fer et l'acier, le ciment) ont été adoptées de 2013 à 2017, et ces normes ont conduit à des applications à grande échelle de contrôle strict des extrémités de tuyau (EOP). appareils dans les industries correspondantes (Fig.1 et SI Appendi x, section S1). Par exemple, à la fin de 2017, plus de 95% des centrales au charbon en Chine étaient équipées de systèmes de désulfuration des fumées (FGD) et de réduction catalytique sélective (SCR) ou de réduction non catalytique sélective (SNCR), et 71% des La capacité de production d'électricité alimentée au charbon respectait les normes «d'émissions ultra faibles», avec des niveaux d'émission des principaux polluants atmosphériques similaires à ceux des centrales électriques au gaz. De plus, plus de 80% des machines de frittage de l'acier et des fours à ciment

étaient équipés respectivement de systèmes FGD et SCR (ou SNCR), soit un taux de réalisation de 90% pour les émissions de gaz de combustion des secteurs industriels à forte intensité d'émissions. Par conséquent, on a estimé que le renforcement des normes d'émissions industrielles était le facteur le plus important pour l'amélioration de la qualité de l'air et les avantages connexes pour la santé. Nous avons estimé qu'à l'échelle nationale, cette mesure a conduit à des réductions de 7,01 Tg (43% du total des réductions) pour le SO₂, 4,77 Tg (60%) pour les NO_x et 1,42 Tg (41%) pour les émissions primaires de PM_{2,5}, et a contribué à une réduction de 6,6 µg / m³ (IC à 95%: 5,9 à 7,1) de la concentration annuelle de PM_{2,5}, ce qui a en outre conduit à une diminution de 157 200 (IC à 95%: 148 800 à 165 000) du nombre de PM_{2,5} liées décès en 2017. Le renforcement des normes d'émissions industrielles a également été la mesure la plus efficace pour réduire les concentrations de PM_{2,5} et les décès associés dans les 3 régions clés en raison du rôle de premier plan dans la réduction des émissions (annexe SI, figures S13 à S15).

Mises à niveau des Chaudières Industrielles.

Les chaudières industrielles à charbon sont des sources importantes d'émissions, en particulier de SO₂, en raison de leur consommation considérable de charbon. De 2013 à 2017, plus de 200 000 petites chaudières à charbon (≤7 MW) ont été fermées et toutes les petites chaudières à charbon des zones urbaines ont été progressivement supprimées. Les grandes chaudières en fonctionnement ont été largement équipées de dispositifs de contrôle du SO₂ et des particules après l'application de la nouvelle norme d'émission (c.-à-d. GB 13271–2014) en 2014 (Fig. 1). Par conséquent, des réductions d'émissions considérables ont été obtenues: des réductions de 5,54 Tg (34% de toutes les réductions) et de 0,71 Tg (20% de toutes les réductions) dans les émissions de SO₂ et de PM_{2,5} primaires, qui ont encore réduit la concentration annuelle nationale de PM_{2,5} de 4,4 µg / m³ (IC à 95%: 3,8 à 4,9) et a contribué à 25% de la réduction totale des décès liés aux PM_{2,5}.

Capacité Industrielle Obsolète.

Contrairement à d'autres mesures ciblées sur la POE (par exemple, le renforcement des normes d'émissions industrielles), cette mesure était axée sur les ajustements structurels en éliminant progressivement les technologies et capacités obsolètes ou inefficaces dans divers secteurs industriels. Par exemple, 200 millions de tonnes de capacité de production de fer et d'acier obsolète et 250 millions de tonnes de capacité de production de ciment obsolète ont été éliminées entre 2013 et 2017 (Fig.1). Par conséquent, cette mesure axée sur la structure a entraîné une baisse de 2,8 µg / m³ (IC à 95%: 2,5 à 3,0) des concentrations annuelles nationales de PM_{2,5} et a contribué à 16% de la réduction totale des décès en 2017 en raison de la réduction de 2,08, 1,23 et 0,69 Tg de réduction des émissions de SO₂, de NO_x et de PM_{2,5}, respectivement.

Promouvoir les Carburants Propres Dans le Secteur Résidentiel.

Le secteur résidentiel est un contributeur notable à la pollution PM_{2,5} en Chine, en particulier dans le nord de la Chine pendant les saisons de chauffage. Pour résoudre ce problème, des foyers avancés et du charbon propre ont été promus dans tout le pays de 2013 à 2016. La substitution du charbon par du gaz naturel et de l'électricité a été encore encouragée en 2017, affectant 6 millions de foyers dans tout le pays, dont 4,8 millions de foyers dans la BTH et régions environnantes (Fig. 1). Par conséquent, les avantages de la promotion des carburants propres dans le secteur résidentiel étaient importants dans la RB. Nous avons estimé que cette mesure a réduit respectivement 0,14 Tg de SO₂ (11% des réductions totales) et 0,1 Tg (20%) des émissions primaires de PM_{2,5} dans le BTH et par conséquent réduit la concentration annuelle régionale de PM_{2,5} de 7,0 µg / m³ (IC à 95%: 5,0–9,0), et a contribué à 25% des réductions régionales des décès liés aux PM_{2,5} (annexe SI, figures S13 – S15). Nos résultats sont conformes à ceux de Liu et al., qui a constaté que la réduction des émissions du secteur résidentiel dans la région du BTH pourrait entraîner des améliorations régionales considérables de la qualité de l'air des PM_{2,5}. Les avantages de la promotion des carburants propres dans le secteur résidentiel étaient également évidents à l'échelle nationale (réduction des concentrations nationales moyennes annuelles de PM_{2,5} de 2,2 µg / m³ (IC à 95%: 2,0 à 2,5) en 2017 et a contribué à 12% des réductions nationales en Décès liés aux PM_{2,5}) en raison de la contribution notable à la réduction des émissions nationales de PM_{2,5} primaires (13%).

Élimination Progressive des Petites Usines Polluantes.

Poussée par des normes d'émissions plus strictes, cette mesure visait à remplacer les petites usines très polluantes par de grandes installations équipées de technologies de production propres et d'équipements avancés de contrôle de la pollution, en mettant l'accent sur le nord de la Chine (Fig.1). De 2016 à 2017, plus de 62000 petites usines polluantes dans la BTH et les régions adjacentes ont été éliminées ou rénovées (Fig.1), ce qui a produit 10, 3 et 9% des réductions régionales de SO₂, NO_x et PM_{2.5} émissions, respectivement. Par conséquent, l'élimination progressive des petites usines hautement polluantes a réduit les concentrations annuelles de PM_{2.5} dans le BTH de 1,9 µg / m³ (IC à 95%: 1,2–2,5) et a contribué pour 7% aux réductions régionales des décès liés aux PM_{2.5}. Cependant, cette mesure à l'échelle nationale a obtenu des avantages limités pour la qualité de l'air et la santé, car il s'agissait généralement d'une mesure régionale.

Renforcer les Normes D'émission des Véhicules.

Cette mesure a largement contribué aux réductions de NO_x (1,06 Tg, 13% de toutes les réductions nationales). Ce changement résulte principalement du roulement de la flotte déclenché par le renforcement des normes d'émissions dans le secteur des transports (c'est-à-dire les normes d'émissions de la Chine 4 et de la Chine 5 mises en œuvre entre 2013 et 2017) et de l'élimination forcée des véhicules anciens. Par exemple, de 2013 à 2017, plus de 20 millions de véhicules anciens et «à étiquette jaune» (c'est-à-dire les véhicules à essence et diesel qui ne satisfont pas aux normes Chine 1 et Chine 3) ont été éliminés. Cependant, les effets du renforcement des normes d'émissions des véhicules sur l'amélioration de la qualité de l'air au niveau national (0,7 µg / m³, IC à 95%: 0,5-0,9) et les avantages pour la santé (4% des réductions nationales des décès liés aux PM_{2.5}) ont été entravés par la réponse non linéaire complexe de la concentration de PM_{2.5} aux émissions de NO_x. Les avantages de cette mesure étaient également limités dans les 3 régions, mais la contribution à l'amélioration totale de la qualité de l'air était légèrement plus élevée dans le PRD, car elle contribuait à 19% aux réductions régionales de NO_x dans le PRD.

DISCUSSION ET IMPLICATIONS POLITIQUES

En 2013, la Chine a lancé le plan d'action sur la qualité de l'air le plus difficile jamais conçu pour résoudre les problèmes de pollution atmosphérique graves et étendus. Notre étude a quantifié la contribution de différentes politiques de contrôle de la pollution à l'amélioration rapide de la qualité de l'air PM_{2.5} en Chine de 2013 à 2017, soulignant ainsi l'efficacité du plan d'action. Sur la base d'une approche mesure par mesure, le renforcement des normes d'émissions industrielles, la modernisation des chaudières industrielles, l'élimination progressive des capacités industrielles obsolètes et la promotion des carburants propres dans le secteur résidentiel ont été identifiés comme les 4 principales mesures efficaces pour atténuer les émissions, améliorer l'air PM_{2.5} qualité et la réduction de la mortalité liée aux PM_{2.5}.

Notre étude était soumise à un certain nombre d'incertitudes et de limites. Premièrement, seules 6 mesures de contrôle majeures ont été envisagées, ce qui pourrait avoir sous-estimé les avantages totaux du plan d'action. Les avantages du contrôle des poussières fugitives n'ont pas été étudiés ici en raison du manque d'inventaire des émissions de poussières fugitives sur l'ensemble de la Chine. Deuxièmement, les estimations d'émissions ascendantes étaient sujettes à des incertitudes en raison d'une connaissance incomplète des taux d'activité et des facteurs d'émission. L'incertitude des émissions MEIC a été estimée à 12% pour le SO₂, 31% pour les NO_x et 107% pour les PM_{2.5} primaires (IC à 95%). Troisièmement, la fonction GEMM appliquée suppose une toxicité équivalente pour toutes les espèces chimiques dans les PM_{2.5} (4), ce qui indique que les réductions de mortalité estimées à partir des mesures de contrôle n'étaient pas différenciées par les composants ou les sources des concentrations de PM_{2.5} réduites. Les incertitudes relatives aux concentrations simulées de PM_{2.5} et les décès estimés liés aux PM_{2.5} ont été quantifiés selon l'approche documentée dans l'annexe SI, section S12.

Malgré les améliorations remarquables de la qualité de l'air introduites par le plan d'action, la pollution atmosphérique en Chine reste grave. Par exemple, 64% des 338 villes de la préfecture en Chine n'ont pas respecté la norme nationale pour le niveau annuel de PM_{2.5} en 2017. Par conséquent, des mesures de contrôle des émissions continues et efficaces sont toujours hautement prioritaires. Les futures actions pour un air

pur devraient être conçues sur la base des expériences du plan d'action mis en œuvre de 2013 à 2017 et devraient surmonter ses lacunes. Sur la base d'une analyse spécifique à une mesure, nos résultats confirment plusieurs implications politiques importantes pour la conception de futures politiques d'air pur. Premièrement, les mesures qui ont réussi à réduire les émissions des secteurs industriel et résidentiel devraient rester en place car ces 2 secteurs sont restés des sources majeures d'émissions de polluants en 2017 (Fig.4 et SI Annexe, Fig. S7 et Tableau S4); cependant, le secteur de l'électricité n'est plus un contributeur dominant aux émissions de polluants en raison de la mise en œuvre des normes d'émissions ultra-faibles. À l'avenir, les expériences réussies des normes d'émissions ultra-faibles pour les centrales électriques devraient être étendues à d'autres grands secteurs industriels et des actions sur les combustibles propres dans le secteur résidentiel de la région BTH devraient être mises en œuvre à l'échelle nationale. Deuxièmement, notre analyse a révélé que les mesures de contrôle mises en œuvre de 2013 à 2017 étaient principalement axées sur le contrôle des émissions en bout de chaîne, tandis que les mesures d'ajustement de la structure énergétique jouaient un rôle relativement mineur. Le charbon dominait toujours la consommation d'énergie de la Chine en 2017. Nous suggérons que les politiques futures devraient accorder plus d'attention à l'introduction de carburants renouvelables, à partir desquels il est possible d'obtenir des réductions d'émissions persistantes ainsi que des avantages dans l'atténuation des gaz à effet de serre. Troisièmement, des mesures strictes pour les sources de combustion du charbon, des mesures relativement moins efficaces sur les sources mobiles (principalement les camions diesel et les moteurs hors route) et le manque de mesures de contrôle dans le secteur agricole ont conduit à des réductions des émissions de SO_2 plus importantes que les NO_x et NH_3 . (Annexe SI, Fig. S16) de 2013 à 2017. En conséquence, une réduction plus importante du sulfate que du nitrate a été révélée dans nos simulations de modèle et confirmée par des observations in situ récentes pour la même période (Annexe SI, Fig. S17 et réf.). Les actions futures axées sur la réduction des NO_x des véhicules diesel routiers et des véhicules tout terrain au gaz et sur la réduction du NH_3 dans le secteur agricole devraient être mises en œuvre. Quatrièmement, les mesures de contrôle des émissions de composés organiques volatils non méthaniques (COVNM) étaient absentes entre 2013 et 2017, ce qui a entraîné une croissance persistante des émissions de COVNM et du potentiel de formation d' ozone au cours de la même période. Cela peut avoir contribué à l'augmentation de la concentration en O_3 en surface de 2013 à 2017 dans des conditions limitées en COV. De plus, une absorption affaiblie des radicaux hydroperoxy par aérosols en raison de la réduction des $\text{PM}_{2.5}$ a été proposée comme un mécanisme majeur d'augmentation de l' O_3 . Étant donné que la pollution par les $\text{PM}_{2.5}$ devrait s'améliorer continuellement à l'avenir, des mesures de contrôle adaptées aux émissions de COVNM sont essentielles pour atténuer la pollution par les $\text{PM}_{2.5}$ et l' O_3 en même temps. Enfin, de nombreux pays en développement souffrent désormais de problèmes similaires de pollution atmosphérique suite à un développement économique rapide. Par exemple, l'augmentation des émissions du charbon et des véhicules se mélange à des panaches de combustion de la biomasse en Inde et en Asie du Sud-Est. Notre analyse spécifique à la mesure met en lumière le développement de politiques efficaces de l'air pur dans ces pays. En 2018, la Chine a promulgué le Plan d'action triennal pour gagner la bataille de défense du ciel bleu afin de poursuivre ses efforts de lutte contre la pollution atmosphérique. Avec la mise en œuvre des mesures proposées ci-dessus, un air plus pur en Chine est attendu dans les années à venir.

MATÉRIAUX ET MÉTHODES

Méthodes et Données.

Dans ce travail, nous avons construit un cadre d'analyse intégré (Annexe SI, Fig. S18) pour évaluer les améliorations de la qualité de l'air et les avantages pour la santé des actions de qualité de l'air en Chine (c'est-à-dire les 6 mesures énumérées dans la Fig.1) de 2013 à 2017. Nous avons d'abord utilisé le modèle WRF-CMAQ pour simuler les variations des concentrations de $\text{PM}_{2.5}$ de 2013 à 2017, période pendant laquelle les contributions des facteurs anthropiques et météorologiques ont été séparées par l'analyse de scénarios. Nous avons ensuite estimé les avantages cumulés de la mise en œuvre sur 5 ans de chaque mesure de contrôle majeure en 2017. Les réductions d'émissions spécifiques aux mesures ont été quantifiées en

appliquant le modèle MEIC avec des données collectées auprès du ministère de l'Écologie et de l'Environnement de Chine (annexe SI, tableau S6) comme entrées. Les réductions des concentrations de PM_{2.5} introduites par chaque mesure ont ensuite été évaluées à l'aide du modèle WRF-CMAQ, et le nombre de décès excédentaires attribuables aux PM_{2.5} évités par chaque mesure a été davantage quantifié à l'aide du GEMM nouvellement développé.

Comme le montre l'annexe SI, tableau S1, le système de modélisation WRF-CMAQ a été utilisé pour simuler les concentrations de PM_{2.5} dans 4 groupes de scénarios. Le groupe de scénarios *BASE* a fourni des simulations de base de 2013 à 2017, à partir desquelles les variations des concentrations de PM_{2.5} pourraient être dérivées. Avec des informations complémentaires fournies par les scénarios *FixEmis* (scénarios avec émissions fixes de 2017 et conditions météorologiques variables de 2013 à 2017), les contributions des variations météorologiques interannuelles et des réductions des émissions anthropiques aux variations des PM_{2.5} de 2013-2017 ont été séparées. Les améliorations de la qualité de l'air en 2017 introduites par chaque mesure ont ensuite été dérivées sur la base du scénario *MEAS* et des groupes de scénarios *NoCtrl*. Les détails des méthodes et des ensembles de données sont décrits dans l'annexe SI. Pour évaluer les performances du modèle CMAQ, nous avons comparé les paramètres météorologiques simulés, les concentrations totales de PM_{2.5} et les concentrations de composition chimique des PM_{2.5} avec des observations au sol (Annexe SI, sections S3 et S4).

Disponibilité des Données.

L'inventaire mensuel quadrillé des émissions utilisé dans cette étude et le modèle de sortie quadrillé du CMAQ des concentrations moyennes mensuelles de PM_{2.5} sont disponibles à l'adresse <http://www.meicmodel.org/dataset-appcape.html>. Les données d'observation des PM_{2.5} de surface utilisées dans cette étude peuvent être consultées sur <http://beijingair.sinaapp.com>. Les observations au sol des données météorologiques sont obtenues auprès du Centre national de données climatiques (NCDC) (<ftp://ftp.ncdc.noaa.gov/pub/data/noaa/>).

TRANSLATED VERSION: GERMAN

Below is a rough translation of the insights presented above. This was done to give a general understanding of the ideas presented in the paper. Please excuse any grammatical mistakes and do not hold the original authors responsible for these mistakes.

ÜBERSETZTE VERSION: DEUTSCH

Hier ist eine ungefähre Übersetzung der oben vorgestellten Ideen. Dies wurde getan, um ein allgemeines Verständnis der in dem Dokument vorgestellten Ideen zu vermitteln. Bitte entschuldigen Sie alle grammatikalischen Fehler und machen Sie die ursprünglichen Autoren nicht für diese Fehler verantwortlich.

EINFÜHRUNG

Die rasche und energieintensive Entwicklung in China in den letzten Jahrzehnten hat zu schwerer Luftverschmutzung und negativen Auswirkungen auf die öffentliche Gesundheit geführt, die in China zu bemerkenswerten ökologischen und sozialen Problemen geworden sind. Zu Beginn des Jahres 2013 wurde in den Schlagzeilen kontinuierlich über die starke Verschmutzung durch PM_{2.5} (Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als 2,5 µm) im ganzen Land berichtet. Die stündliche PM_{2.5}-Konzentration in der chinesischen Hauptstadt Peking stieg sogar auf über 1.000 µg / m³, was 40-mal höher ist als das Standardniveau der Weltgesundheitsorganisation (WHO) für gute Gesundheit. Die

PM_{2.5}-Exposition im Jahr 2015 wurde auf ~ geschätzt Weltweit 8,9 Millionen Todesfälle, davon mehr als ein Viertel in China.

Um schwerwiegende Probleme mit der Luftverschmutzung anzugehen und die öffentliche Gesundheit zu schützen, hat der chinesische Staatsrat 2013 den bislang härtesten Aktionsplan zur Verhütung und Bekämpfung der Luftverschmutzung (Action Plan) veröffentlicht, in dem die PM_{2.5}-Konzentration um 25%, 20% und 15% gesenkt wurde % im Jahr 2017 im Vergleich zu 2013 waren in drei Schlüsselregionen vorgeschrieben (siehe *SI-Anhang*, Abb. S1): der Region Peking-Tianjin-Hebei (BTH), der Region Jangtse-Delta (YRD) und der Perle River Delta Region (PRD).

Zur Unterstützung des Aktionsplans wurde von 2013 bis 2017 eine Reihe strenger Maßnahmen für saubere Luft durchgeführt. Wie in Abb. 1 zusammengefasst, umfassen diese Maßnahmen die Stärkung der Emissionsnormen für die Industrie, das Auslaufen kleiner und umweltschädlicher Fabriken, das Auslaufen veralteter Industriekapazitäten, die Modernisierung von Industriekesseln, die Förderung sauberer Brennstoffe im Wohnbereich und die Verschärfung der Emissionsnormen für Fahrzeuge. Detaillierte Informationen zu jeder Maßnahme sind im *SI-Anhang*, Abschnitt S1, dokumentiert. Mit der Umsetzung strenger Maßnahmen für saubere Luft ging die PM_{2.5}-Konzentration im ganzen Land zwischen 2013 und 2017 rapide zurück.

Es wird erwartet, dass durch die Umsetzung einer aktiven Politik für saubere Luft bemerkenswerte Verbesserungen der Luftqualität erzielt werden können. Jüngste Studien haben von 2013 bis 2017 in China signifikante Verbesserungen der Luftqualität von PM_{2.5} und damit verbundene gesundheitliche Vorteile berichtet. Inzwischen wurde auch der relative Beitrag der Emissionskontrolle und der zwischenjährlichen meteorologischen Variation zur Verringerung der PM_{2.5}-Konzentrationen identifiziert. Bisherige Studien haben jedoch die Auswirkungen verschiedener Emissionskontrollmaßnahmen auf die Luftqualität von PM_{2.5} in ganz China während der Umsetzung des Aktionsplans nicht quantifiziert. Daher fehlt noch eine vollständige und umfassende Bewertung der Wirksamkeit des Aktionsplans. Hier haben wir systematisch die Treiber für eine verbesserte Luftqualität von PM_{2.5} und die damit verbundenen gesundheitlichen Vorteile in China von 2013 bis 2017 bewertet, wobei der Schwerpunkt auf den Auswirkungen von 6 wichtigen Kontrollmaßnahmen lag, die aus dem Aktionsplan zusammengefasst wurden (Abb. 1). Da die chinesische Regierung enorme Anstrengungen und Ressourcen in die Kontrolle der Emissionen aus verschiedenen Emissionsquellen gesteckt hat, kann die Bewertung der tatsächlichen Wirksamkeit dieser Emissionskontrollmaßnahmen wichtige Informationen für die Entwicklung der Luftqualitätspolitik in China liefern und diese für andere sich entwickelnde und stark verschmutzende Maßnahmen beleuchten Länder.

Die Details unseres analytischen Ansatzes sind in Materialien und Methoden dokumentiert. Zusammenfassend wurde das MEIC-Modell (Multi-Resolution Emission Inventory for China) verwendet, um die Basisemissionsbilanz von 2013 bis 2017 bereitzustellen und eine maßweise Bewertung der Emissionsminderungen durchzuführen. Das Wetterforschungs- und Prognosemodell - Community Multiscale Air Quality Model (WRF-CMAQ) wurde dann angewendet, um Variationen der PM_{2.5}-Konzentrationen von 2013 bis 2017 zu simulieren, die Beiträge anthropogener und meteorologischer Faktoren zu PM_{2.5}-Variationen zu trennen und messungsspezifische zu quantifizieren Verbesserungen der Luftqualität (SI-Anhang, Abschnitt S2 und Tabelle S1). Die maßnahmenspezifischen Reduzierungen der PM_{2.5}-bezogenen Gesundheitsbelastungen wurden dann mit einer Reihe von epidemiologischen Konzentrations-Reaktions-Funktionen (CR) (dh dem Global Exposure Mortality Model oder GEMM) geschätzt.

Wir haben die simulierten PM_{2.5}-Konzentrationen anhand bodengestützter Beobachtungen in 74 Städten (insgesamt 536 Standorte; Standorte sind im SI-Anhang, Abb. S1 dargestellt) bewertet, die zwischen 2013 und 2017 kontinuierliche Beobachtungen hatten. Die Beobachtungsdaten wurden von der nationalen Überwachung erhalten Netzwerk des China National Environmental Monitoring Center. Obwohl öffentlich verfügbare Beobachtungsdaten zur chemischen Zusammensetzung von PM_{2.5} zu spärlich waren, um eine umfassende Trendbewertung zu unterstützen, verglichen wir die modellierte Hauptzusammensetzung von PM_{2.5} (Sulfat, Nitrat, Ammonium, organischer Kohlenstoff und schwarzer Kohlenstoff) mit Beobachtungsdaten, die aus einer Vielzahl von Quellen stammen Quellen (insgesamt 60

Standorte; Standortinformationen siehe SI-Anhang, Tabelle S2). Im Allgemeinen haben unsere Modellsimulationen die räumlich-zeitlichen Schwankungen der PM_{2.5}-Konzentration zwischen 2013 und 2017 gut erfasst (SI-Anhang, Tabelle S3 und Abb. S2), und die Modelleistung stimmte mit anderen kürzlich durchgeführten regionalen Modellierungsstudien in China überein. Das Modell zeigt auch eine angemessene Leistung in der chemischen Zusammensetzung von PM_{2.5} mit normalisierten mittleren Verzerrungen (NMBs) im Bereich von -32,1 bis 40,8% für verschiedene Spezies. Detaillierte Vergleiche zwischen Modellsimulationen und Beobachtungen finden Sie im SI-Anhang, Abschnitt S4 und S2-S5.

ERGEBNISSE

Verbesserte PM_{2.5} Luftqualität von 2013 bis 2017.

Abb. 2 A und B zeigen die räumliche Verteilung der simulierten jährlichen mittleren PM_{2.5}-Konzentrationen über China in den Jahren 2013 und 2017 (Karten für 2014 bis 2016 sind im SI-Anhang, Abb. S6 dargestellt). In beiden Jahren wurden in Nord- und Zentralchina hohe PM_{2.5}-Konzentrationen beobachtet, insbesondere in der BTH und den umliegenden Regionen, in denen die Emissionsintensität im Land am höchsten ist. Wie in Abb. 2 C dargestellt, kam es von 2013 bis 2017 landesweit zu einer signifikanten Verringerung der PM_{2.5}-Konzentrationen, da die Emissionen der wichtigsten Luftschadstoffe erheblich reduziert wurden. Nach einer aktuellen Schätzung des MEIC-Modells (SI-Anhang, Abb. S7) gingen die nationalen Emissionen von SO₂, NO_x und primärem PM_{2.5} von 2013 bis 2017 um 59%, 21% bzw. 33% zurück.

Es wurde vorausgesagt, dass die nationale jährliche bevölkerungsgewichtete mittlere PM_{2.5}-Konzentration (sofern nicht anders angegeben, die nachstehend angegebenen PM_{2.5}-Konzentrationen den simulierten bevölkerungsgewichteten mittleren PM_{2.5}-Konzentrationen entsprechen) von 61,8 µg / m³ (95% CI: 53,3–70,0) abnimmt) im Jahr 2013 auf 42,0 µg / m³ (95% CI: 35,7–48,6) im Jahr 2017, was einer Verringerung um 32% (95% CI: 30–33%) entspricht. Die höchste Abnahme von PM_{2.5} wurde in der BTH-Region mit einem simulierten Wert von 38% (95% CI: 36–45%) beobachtet; Die Reduzierungen der YRD und PRD (Provinz Guangdong) betragen 27% (95% CI: 24–32%) bzw. 21% (95% CI: 17–35%). Unsere Ergebnisse zeigen, dass die jährlichen PM_{2.5}-Konzentrationen in allen Jahren mit Ausnahme der PRD 2017 national und regional abnahmen (SI-Anhang, Abb. S8). Die Erholung der PM_{2.5}-Konzentration in der PRD im Jahr 2017 kann durch die ungünstigen meteorologischen Bedingungen erklärt werden (SI-Anhang, Abb. S9 - S11).

Meteorologische Auswirkungen auf PM_{2.5} Konzentrationen zwischen 2013 und 2017.

Abb. 3 A - D zeigt die Häufigkeit der Luftstagnationstage und die modellierte meteorologisch angetriebene PM_{2.5}-Anomalie nach Regionen für jeden Monat zwischen 2013 und 2017. Das Auftreten der Luftstagnation, die ein integrierter Indikator für Windgeschwindigkeit und Grenzschichthöhe ist (PBL) und das Auftreten von Niederschlägen korrelieren im Allgemeinen positiv mit den PM_{2.5}-Konzentrationen (SI-Anhang, Abschnitt S7). Beispielsweise traten im Januar 2013 in den Regionen BTH und YRD allgemein gemeldete schwere Trübungsereignisse auf. Diese Ereignisse waren mit schweren Luftstagnationsbedingungen verbunden, die durch niedrige Windgeschwindigkeiten, niedrige PBL und hohe Luftfeuchtigkeit dargestellt wurden. Niedrige Windgeschwindigkeiten und niedrige PBL unterdrückten die Entfernung von PM_{2.5}, wie es bei schwachen Belüftungsbedingungen zu erwarten war, und hohe Luftfeuchtigkeit förderte die Bildung von sekundären Aerosolen über die Aerosolchemie in der wässrigen Phase. Ähnliche ungünstige meteorologische Bedingungen und schwere regionale PM_{2.5}-Verschmutzungsereignisse wurden im Februar 2014 und Dezember 2016 im BTH und im November / Dezember 2013 im YRD beobachtet. Im Gegensatz dazu führten günstige regionale meteorologische Bedingungen, die mit einer hohen Häufigkeit von Nordwindströmungen im Dezember 2017 verbunden waren, zu niedrigen PM_{2.5}-Konzentrationen im BTH. Variationen der meteorologischen Bedingungen können monatliche PM_{2.5}-Anomalien auf regionaler Ebene dominieren. Beispielsweise zeigen Modellergebnisse, dass 70% der PM_{2.5}-Reduktion im Dezember 2017 in der BTH-Region im Vergleich zu Dezember 2016 auf unterschiedliche meteorologische Bedingungen zurückzuführen sind.

Schwankungen der meteorologischen Bedingungen hatten jedoch weniger Einfluss auf die 5-Jahres-PM_{2.5}-Trends (dh von 2013 bis 2017; Abb. 3 E - H). Wir haben geschätzt, dass die Variation der meteorologischen Bedingungen zwischen 2013 und 2017 zu einer Verringerung der PM_{2.5}-Konzentrationen um 5,6 µg / m³ (95% CI: 0,9–11,0) in der BTH-Region führte, was zu 16% der gesamten Abnahme der PM_{2.5}-Konzentrationen für die BTH-Region beitrug gleiches Intervall. Die meteorologischen Bedingungen im Jahr 2017 in den Regionen YRD und PRD waren im Vergleich zu 2013 ungünstiger und wirkten dem Rückgang der PM_{2.5}-Konzentrationen von 2013 bis 2017 entgegen (SI-Anhang, Abb. S12). National schätzten wir, dass die meteorologischen Bedingungen 9% des gesamten Rückgangs der PM_{2.5}-Konzentrationen von 2013 bis 2017 erklären könnten, was zeigt, dass die Verbesserung der PM_{2.5}-Luftqualität eher von einer Verringerung der anthropogenen Emissionen als von einer zwischenjährlichen Variation der meteorologischen Bedingungen dominiert wurde. Unsere Ergebnisse stimmen mit jüngsten Studien über meteorologische Auswirkungen auf Chinas PM_{2.5}-Verschmutzung überein.

Anthropogene Auswirkungen und maßnahmenspezifische Vorteile.

Abb. 4 zeigt die ökologischen und gesundheitlichen Vorteile des Aktionsplans. Unsere Schätzungen deuten darauf hin, dass mit der 5-jährigen Umsetzung der 6 Kontrollmaßnahmen die nationalen Emissionen von SO₂, NO_x und primärem PM_{2.5} um 16,4, 8,0 bzw. 3,5 Tg reduziert wurden (SI-Anhang, Tabelle S4 und Abb 4 A - C). Infolgedessen verringerte sich die nationale jährliche PM_{2.5}-Konzentration um 17,4 (95% CI: 15,4–19,0) auf 42,0 µg / m³ (95% CI: 35,7–48,6), und die Anzahl der PM_{2.5}-bedingten Todesfälle im Übermaß verringerte sich um 0,41 Millionen (95% CI: 0,38–0,43) auf 1,98 Millionen (95% CI: 1,85–2,09) im Jahr 2017 (Abb. 4 D und E). Alle drei Schlüsselregionen zeigten einen erheblichen Rückgang der PM_{2.5}-Konzentrationen und damit verbundene Todesfälle aufgrund von Emissionsminderungen (SI-Anhang, Abb. S13 - S15 und Tabelle S5). Die offensichtlichsten Verringerungen der PM_{2.5}-Konzentrationen traten in der BTH (sowohl in der Größe als auch in Prozent) aufgrund der strengen regionalen PM_{2.5}-Reduktionsanforderungen und der aggressiven Kontrollmaßnahmen auf, die in der BTH angewendet wurden (SI-Anhang, Abschnitt S1). Die identifizierten Vorteile für die Umwelt und die öffentliche Gesundheit auf nationaler und regionaler Ebene zeigen die Wirksamkeit des Aktionsplans.

Unter den 6 Kontrollmaßnahmen wurden die Stärkung der Emissionsnormen für die Industrie, die Modernisierung von Industriekesseln, der Abbau veralteter Industriekapazitäten und die Förderung sauberer Brennstoffe im Wohnbereich als die wichtigsten wirksamen Kontrollmaßnahmen angesehen, die zusammen 92% der nationalen Minderungsmaßnahmen ausmachen jährliche PM_{2.5}-Konzentrationen und damit verbundene übermäßige Todesfälle aufgrund ihres erheblichen Beitrags zur Emissionsminderung aller drei Hauptschadstoffe. Insbesondere zielen diese wichtigen wirksamen Maßnahmen hauptsächlich auf den Industriesektor ab, wobei die branchenbeherrschende Emissionsstruktur in China und die Wirksamkeit der Emissionskontrollen in Industriesektoren (einschließlich des Energiesektors) von 2013 bis 2017 hervorgehoben werden. Die Beiträge der Kontrollmaßnahmen im Schlüssel Die Regionen ähnelten den Beiträgen auf nationaler Ebene (SI-Anhang, Abb. S13 und Tabelle S4), obwohl in verschiedenen Regionen aufgrund unterschiedlicher Industriestruktur, Emissionsstruktur und Schwerpunkt der Kontrollmaßnahmen Unterschiede in der Wirksamkeit der Kontrollmaßnahmen bestanden.

Stärkung der Industrieemissionsnormen.

Von 2013 bis 2017 wurden verschärfte Emissionsnormen für Wärmekraftwerke und alle emissionsintensiven Industriesektoren (z. B. Eisen und Stahl, Zement) erlassen. Diese Normen führten zu umfangreichen Anwendungen der strengen End-of-Pipe-Kontrolle (EOP) Geräte in den entsprechenden Branchen (Abb. 1 und SI-Anhang x, Abschnitt S1). Zum Beispiel waren bis Ende 2017 mehr als 95% der Kohlekraftwerke in China mit Abgasentschwefelungs- (REA) und selektiven katalytischen Reduktions- (SCR) oder selektiven nichtkatalytischen Reduktionssystemen (SNCR) ausgestattet, und 71% von Die Kohlekraftwerkskapazität entsprach den „ultraniedrigen Emissionsstandards“, wobei die Emissionswerte der wichtigsten Luftschadstoffe denen von Gaskraftwerken ähnelten. Darüber hinaus waren mehr als 80% der Stahlsintermaschinen und Zementöfen mit REA- bzw. SCR- (oder SNCR-) Systemen ausgestattet, was eine 90% ige Erreichungsrate für Rauchgasemissionen aus emissionsintensiven Industriesektoren ergab. Infolgedessen wurde geschätzt, dass verschärfte Emissionsnormen für die Industrie den größten

Beitrag zur Verbesserung der Luftqualität und den damit verbundenen gesundheitlichen Vorteilen leisten. Wir haben geschätzt, dass diese Maßnahme auf nationaler Ebene zu einer Reduzierung von 7,01 Tg (43% der gesamten Minderungen) für SO_2 , 4,77 Tg (60%) für NO_x und 1,42 Tg (41%) für primäre $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen führte und dazu beitrug zu einer $6,6\text{-g}/\text{m}^3$ Reduktion (95% CI: 5,9-7,1) in der jährlichen $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentration, die zu einer Abnahme von 157.200 weiteren LED (95% CI: 148,800-165,000) in der Anzahl von $\text{PM}_{2.5}$ -bezogene Todesfälle im Jahr 2017. Die Stärkung der industriellen Emissionsstandards war aufgrund der herausragenden Rolle bei der Emissionsminderung auch die wirksamste Maßnahme zur Verringerung der $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentrationen und der damit verbundenen Todesfälle in allen drei Schlüsselregionen (SI-Anhang, Abb. S13 - S15).

Upgrades für Industriekessel.

Industrielle Kohlekessel sind aufgrund ihres beträchtlichen Kohleverbrauchs Hauptemissionsquellen, insbesondere SO_2 . Von 2013 bis 2017 wurden mehr als 200.000 kleine Kohlekessel (≤ 7 MW) stillgelegt und alle kleinen Kohlekessel in städtischen Gebieten eingestellt. Große Betriebskessel wurden nach der Durchsetzung der neuen Emissionsnorm (dh GB 13271-2014) im Jahr 2014 umfassend mit SO_2 und Partikelkontrollgeräten ausgestattet (Abb. 1). Infolgedessen wurden erhebliche Emissionsminderungen erzielt: Reduzierungen von 5,54 Tg (34% aller Reduzierungen) und 0,71 Tg (20% aller Reduzierungen) der SO_2 - und primären $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen, wodurch die nationale jährliche $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentration weiter um $4,4\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ gesenkt wurde (95% CI: 3,8-4,9) und trug zu 25% der Gesamtminderungen bei Todesfällen im Zusammenhang mit $\text{PM}_{2.5}$ bei.

Veraltete Industriekapazität auslaufen lassen.

Im Gegensatz zu anderen EOP-gezielten Maßnahmen (z. B. Stärkung der Emissionsnormen für Industrie) konzentrierte sich diese Maßnahme auf strukturelle Anpassungen, indem veraltete oder ineffiziente Technologien und Kapazitäten in verschiedenen Industriesektoren schrittweise auslaufen. So wurden zwischen 2013 und 2017 200 Millionen Tonnen veraltete Eisen- und Stahlproduktionskapazität und 250 Millionen Tonnen veraltete Zementproduktionskapazität eliminiert (Abb. 1). Infolgedessen führte diese strukturorientierte Maßnahme zu einem Rückgang der nationalen jährlichen $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentrationen um $2,8\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ (95% CI: 2,5-3,0) und trug 2017 aufgrund der 2,08 zu 16% zur Verringerung der Todesfälle bei -, 1,23- und 0,69-Tg-Verringerung der SO_2 -, NO_x - bzw. primären $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen.

Förderung sauberer Kraftstoffe im Wohnbereich.

Der Wohnsektor trägt in China, insbesondere in Nordchina während der Heizperioden, erheblich zur $\text{PM}_{2.5}$ -Verschmutzung bei. Um dieses Problem zu lösen, wurden von 2013 bis 2016 landesweit fortschrittliche Öfen und saubere Kohle gefördert. Die Substitution von Kohle durch Erdgas und Strom wurde 2017 weiter gefördert, was landesweit 6 Millionen Haushalte betraf, darunter 4,8 Millionen Haushalte in der BTH und umliegende Regionen (Abb. 1). Daher waren die Vorteile der Förderung sauberer Kraftstoffe im Wohnbereich in der BTH von herausragender Bedeutung. Wir haben geschätzt, dass diese Maßnahme $0,14\text{ Tg SO}_2$ (11% der gesamten Minderungen) bzw. $0,1\text{ Tg}$ (20%) der primären $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen im BTH reduziert und folglich die regionale jährliche $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentration um $7,0\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ reduziert hat (95% CI: 5,0-9,0) und trug zu 25% der regionalen Minderungen bei Todesfällen im Zusammenhang mit $\text{PM}_{2.5}$ bei (SI-Anhang, Abb. S13 - S15). Unsere Ergebnisse stimmen mit Liu et al., der feststellte, dass die Reduzierung der Emissionen aus dem Wohnsektor in der BTH-Region zu erheblichen regionalen Verbesserungen der Luftqualität von $\text{PM}_{2.5}$ führen könnte. Die Vorteile der Förderung sauberer Kraftstoffe im Wohnbereich wurden auch auf nationaler Ebene deutlich (verringerte nationale jährliche $\text{PM}_{2.5}$ -Jahreskonzentration um $2,2\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ (95% CI: 2,0-2,5) im Jahr 2017 und trug 12% zu den nationalen Minderungen bei Todesfälle im Zusammenhang mit $\text{PM}_{2.5}$) aufgrund des bemerkenswerten Beitrags zur Verringerung der nationalen primären $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen (13%).

Kleine und umweltschädliche Fabriken auslaufen lassen.

Angetrieben von verschärften Emissionsstandards zielte diese Maßnahme darauf ab, kleine und stark verschmutzende Fabriken durch große Anlagen zu ersetzen, die mit sauberen Produktionstechnologien und fortschrittlichen Geräten zur Kontrolle der Umweltverschmutzung ausgestattet sind, wobei der

Schwerpunkt auf Nordchina liegt (Abb. 1). Von 2016 bis 2017 wurden mehr als 62.000 kleine und umweltschädliche Fabriken in der BTH und den angrenzenden Regionen beseitigt oder renoviert (Abb. 1), was 10, 3 und 9% der regionalen Minderungen in SO_2 , NO_x und $\text{PM}_{2.5}$ ergab Emissionen. Infolgedessen reduzierte das Auslaufen kleiner und stark verschmutzender Fabriken die jährlichen $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentrationen im BTH um $1,9 \mu\text{g} / \text{m}^3$ (95% CI: 1,2–2,5) und trug 7% zur regionalen Verringerung der durch $\text{PM}_{2.5}$ verursachten Todesfälle bei. Diese Maßnahme erzielte jedoch auf nationaler Ebene nur begrenzte Vorteile in Bezug auf Luftqualität und Gesundheit, da es sich im Allgemeinen um eine regionale Maßnahme handelte.

Stärkung der Fahrzeugemissionsnormen.

Diese Maßnahme trug maßgeblich zu NO_x -Minderungen bei (1,06 Tg, 13% aller nationalen Minderungen). Diese Verschiebung war hauptsächlich auf den Flottenumsatz zurückzuführen, der durch die verschärften Emissionsnormen im Verkehrssektor (dh die zwischen 2013 und 2017 eingeführten Emissionsnormen China 4 und China 5) und die erzwungene Beseitigung alter Fahrzeuge ausgelöst wurde. Beispielsweise wurden von 2013 bis 2017 mehr als 20 Millionen alte Fahrzeuge mit gelbem Etikett (dh Benzin- und Dieselfahrzeuge, die die Standards China 1 und China 3 nicht erfüllen) eliminiert. Die Auswirkungen der verschärften Fahrzeugemissionsnormen auf die Verbesserung der nationalen Luftqualität ($0,7 \mu\text{g} / \text{m}^3$, 95% CI: 0,5–0,9) und die gesundheitlichen Vorteile (4% der nationalen Minderungen bei Todesfällen im Zusammenhang mit $\text{PM}_{2.5}$) wurden jedoch durch behindert die komplexe nichtlineare Reaktion der $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentration auf NO_x -Emissionen. Die Vorteile dieser Maßnahme waren auch in allen drei Regionen begrenzt, aber der Beitrag zur Verbesserung der Gesamtluftqualität war in der PRD geringfügig höher, da er 19% zu regionalen NO_x -Minderungen in der PRD beitrug.

DISKUSSION UND POLITISCHE AUSWIRKUNGEN

Im Jahr 2013 startete China den bislang härtesten Aktionsplan für saubere Luft, um schwerwiegende und weitreichende Probleme mit der Luftverschmutzung zu lösen. Unsere Studie quantifizierte den Beitrag verschiedener Maßnahmen zur Kontrolle der Umweltverschmutzung zur raschen Verbesserung der Luftqualität von $\text{PM}_{2.5}$ in ganz China von 2013 bis 2017 und hob damit die Wirksamkeit des Aktionsplans hervor. Basierend auf einem maßstabsgetreuen Ansatz wurden die Stärkung der Emissionsnormen für die Industrie, die Modernisierung von Industriekesseln, der Abbau veralteter Industriekapazitäten und die Förderung sauberer Brennstoffe im Wohnbereich als die vier wichtigsten wirksamen Maßnahmen zur Emissionsminderung und Verbesserung der $\text{PM}_{2.5}$ -Luft identifiziert Qualität und Reduzierung der $\text{PM}_{2.5}$ -bedingten Mortalität.

Unsere Studie unterlag einer Reihe von Unsicherheiten und Einschränkungen. Zunächst wurden nur 6 wichtige Kontrollmaßnahmen in Betracht gezogen, die den Gesamtnutzen des Aktionsplans möglicherweise unterschätzt haben. Die Vorteile der Kontrolle von flüchtigem Staub wurden hier nicht untersucht, da in ganz China kein Inventar für diffuse Staubemissionen vorhanden war. Zweitens waren die Bottom-up-Emissionsschätzungen aufgrund unvollständiger Kenntnis der Aktivitätsraten und Emissionsfaktoren mit Unsicherheiten behaftet. Die Unsicherheit der MEIC-Emissionen wurde für SO_2 auf 12%, für NO_x auf 31% und für primäres $\text{PM}_{2.5}$ auf 107% (95% CI) geschätzt. Drittens geht die angewandte GEMM-Funktion von einer äquivalenten Toxizität für alle chemischen Spezies in $\text{PM}_{2.5}$ (4) aus, was darauf hinweist, dass die geschätzten Mortalitätsminderungen aus den Kontrollmaßnahmen unterschieden wurden. Die Unsicherheiten der simulierten $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentrationen und der geschätzten Todesfälle im Zusammenhang mit $\text{PM}_{2.5}$ wurden nach dem im SI-Anhang, Abschnitt S12, dokumentierten Ansatz quantifiziert.

Trotz der bemerkenswerten Verbesserungen der Luftqualität, die durch den Aktionsplan eingeführt wurden, bleibt die Luftverschmutzung in China schwerwiegend. Beispielsweise erfüllten 64% der 338 Städte auf Präfektorebene in China 2017 nicht den nationalen Standard für das jährliche $\text{PM}_{2.5}$ -Niveau. Daher haben kontinuierliche und wirksame Emissionsminderungsmaßnahmen nach wie vor hohe Priorität. Zukünftige Maßnahmen für saubere Luft sollten auf der Grundlage der Erfahrungen des von 2013 bis 2017 umgesetzten Aktionsplans konzipiert werden und dessen Mängel beseitigen. Basierend auf

maßnahmenspezifischen Analysen zeigen unsere Ergebnisse mehrere wichtige politische Implikationen für die Gestaltung zukünftiger Richtlinien für saubere Luft. Erstens sollten die Maßnahmen, mit denen die Emissionen aus Industrie- und Wohnsektoren erfolgreich gesenkt werden konnten, bestehen bleiben, da diese beiden Sektoren 2017 weiterhin die Hauptquelle für Schadstoffemissionen waren (Abb. 4 und SI-Anhang, Abb. S7 und Tabelle S4). Der Energiesektor trägt jedoch aufgrund der Umsetzung der ultraniedrigen Emissionsnormen nicht mehr maßgeblich zur Emission von Schadstoffen bei. In Zukunft sollten die erfolgreichen Erfahrungen mit den ultraniedrigen Emissionsnormen für Kraftwerke auf andere wichtige Industriesektoren ausgeweitet und Maßnahmen für saubere Brennstoffe im Wohnbereich in der BTH-Region landesweit umgesetzt werden. Zweitens ergab unsere Analyse, dass die von 2013 bis 2017 durchgeführten Kontrollmaßnahmen hauptsächlich auf die Emissionskontrolle am Rohrende ausgerichtet waren, während Maßnahmen zur Anpassung der Energiestruktur eine relativ geringe Rolle spielten. Kohle dominierte ab 2017 immer noch Chinas Energieverbrauch. Wir schlagen vor, dass die künftige Politik der Einführung erneuerbarer Brennstoffe mehr Aufmerksamkeit schenken sollte, mit denen dauerhafte Emissionsreduzierungen sowie Vorteile bei der Reduzierung von Treibhausgasen erzielt werden können. Drittens führten strenge Maßnahmen für Kohleverbrennungsquellen, relativ weniger wirksame Maßnahmen für mobile Quellen (hauptsächlich Diesel-Lkw und Offroad-Motoren) und fehlende Kontrollmaßnahmen im Agrarsektor zu einer stärkeren Verringerung der SO_2 -Emissionen als NO_x und NH_3 (SI-Anhang, Abb. S16) von 2013 bis 2017. Infolgedessen wurde in unseren Modellsimulationen eine größere Reduktion von Sulfat als Nitrat festgestellt und durch kürzlich durchgeführte In-situ-Beobachtungen für denselben Zeitraum bestätigt (SI-Anhang, Abb. S17 und Lit.). Zukünftige Maßnahmen mit Schwerpunkt auf NO_x -Erleichterungen bei Diesel- und Offroad-Gasfahrzeugen sowie NH_3 -Erleichterungen im Agrarsektor sollten umgesetzt werden. Viertens fehlten zwischen 2013 und 2017 Kontrollmaßnahmen für die Emissionen von nichtmethanflüchtigen organischen Verbindungen (NMVOC), was zu einem anhaltenden Wachstum der NMVOC-Emissionen und des Ozonbildungspotenzials im selben Zeitraum führte. Dies könnte zu einem Anstieg der Oberflächen- O_3 -Konzentration von 2013 bis 2017 unter VOC-begrenzten Bedingungen beigetragen haben. Darüber hinaus wurde eine geschwächte Aerosolaufnahme von Hydroperoxyradikalen aufgrund der $\text{PM}_{2.5}$ -Reduktion als Hauptmechanismus für die O_3 -Zunahme vorgeschlagen. Angesichts der Tatsache, dass sich die $\text{PM}_{2.5}$ -Verschmutzung in Zukunft voraussichtlich kontinuierlich verbessern wird, sind maßgeschneiderte Kontrollmaßnahmen für NMVOC-Emissionen von entscheidender Bedeutung, um gleichzeitig die $\text{PM}_{2.5}$ und O_3 -Verschmutzung zu verringern. Last but not least leiden viele Entwicklungsländer nach der raschen wirtschaftlichen Entwicklung unter ähnlichen Problemen mit der Luftverschmutzung. Beispielsweise werden steigende Emissionen von Kohle und Fahrzeugen in Indien und Südostasien mit Biomasseverbrennungsfähnen gemischt. Unsere maßnahmespezifische Analyse beleuchtet die Entwicklung einer wirksamen Politik für saubere Luft in diesen Ländern. Im Jahr 2018 veröffentlichte China den Dreijahresaktionsplan für den Gewinn der Blue Sky Defense Battle, um seine Bemühungen zur Bekämpfung der Luftverschmutzung fortzusetzen. Mit der Umsetzung der oben vorgeschlagenen Maßnahmen wird in den kommenden Jahren eine sauberere Luft in China erwartet.

MATERIALEN UND METHODEN

Methoden und Daten.

In dieser Arbeit haben wir ein integriertes Analyserahmenwerk (SI-Anhang, Abb. S18) erstellt, um die Verbesserungen der Luftqualität und die gesundheitlichen Vorteile von Maßnahmen für saubere Luft in China (dh die 6 in Abb. 1 aufgeführten Maßnahmen) von 2013 bis 2017 zu bewerten. Wir haben zuerst das WRF-CMAQ-Modell verwendet, um die Schwankungen der $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentrationen von 2013 bis 2017 zu simulieren. Während dieses Zeitraums wurden Beiträge anthropogener und meteorologischer Faktoren durch Szenarioanalyse getrennt. Anschließend haben wir den kumulierten Nutzen der 5-Jahres-Implementierung jeder wichtigen Kontrollmaßnahme im Jahr 2017 geschätzt. Die maßnahmenspezifischen Emissionsminderungen wurden durch Anwendung des MEIC-Modells mit Daten quantifiziert, die vom chinesischen Ministerium für Ökologie und Umwelt gesammelt wurden (SI-Anhang, Tabelle S6)) als

Eingänge. Die durch jede Maßnahme eingeführten Reduzierungen der $PM_{2.5}$ -Konzentrationen wurden dann unter Verwendung des WRF-CMAQ-Modells bewertet, und die Anzahl der durch jede Maßnahme vermeidbaren Todesfälle aufgrund von $PM_{2.5}$, die durch jede Maßnahme vermieden wurden, wurde unter Verwendung des neu entwickelten GEMM weiter quantifiziert.

Wie im SI-Anhang, Tabelle S1 gezeigt, wurde das WRF-CMAQ-Modellierungssystem verwendet, um $PM_{2.5}$ -Konzentrationen in 4 Gruppen von Szenarien zu simulieren. Die *BASE*-Szenariogruppe lieferte von 2013 bis 2017 Basissimulationen, aus denen Variationen der $PM_{2.5}$ -Konzentrationen abgeleitet werden konnten. Mit zusätzlichen Informationen aus den *FixEmis*-Szenarien (Szenarien mit festen Emissionen für 2017 und unterschiedlichen meteorologischen Bedingungen von 2013 bis 2017) wurden die Beiträge der jährlichen meteorologischen Variationen und der anthropogenen Emissionsminderungen zu den $PM_{2.5}$ -Variationen 2013–2017 getrennt. Die durch jede Maßnahme im Jahr 2017 eingeführten Verbesserungen der Luftqualität wurden auf der Grundlage des *MEAS*-Szenarios und der *NoCtrl*-Szenariogruppen weiter abgeleitet. Details zu den Methoden und Datensätzen sind im SI-Anhang beschrieben. Um die Leistung des CMAQ-Modells zu bewerten, verglichen wir simulierte meteorologische Parameter, Gesamtkonzentrationen von $PM_{2.5}$ und Konzentrationen der chemischen Zusammensetzung von $PM_{2.5}$ mit Bodenbeobachtungen (SI-Anhang, Abschnitte S3 und S4).

Datenverfügbarkeit.

Das in dieser Studie verwendete monatliche Rasteremissionsinventar und die gerasterte CMAQ-Modellausgabe der monatlichen mittleren $PM_{2.5}$ -Konzentrationen sind unter <http://www.meicmodel.org/dataset-appcape.html> verfügbar. Auf die in dieser Studie verwendeten Oberflächen- $PM_{2.5}$ -Beobachtungsdaten kann unter <http://beijingair.sinaapp.com> zugegriffen werden. Bodenbeobachtungen meteorologischer Daten werden vom Nationalen Klimadatenzentrum (NCDC) (<ftp://ftp.ncdc.noaa.gov/pub/data/noaa/>) erhalten.

TRANSLATED VERSION: PORTUGUESE

Below is a rough translation of the insights presented above. This was done to give a general understanding of the ideas presented in the paper. Please excuse any grammatical mistakes and do not hold the original authors responsible for these mistakes.

VERSÃO TRADUZIDA: PORTUGUÊS

Aqui está uma tradução aproximada das ideias acima apresentadas. Isto foi feito para dar uma compreensão geral das ideias apresentadas no documento. Por favor, desculpe todos os erros gramaticais e não responsabilize os autores originais responsáveis por estes erros.

INTRODUÇÃO

O desenvolvimento rápido e com uso intensivo de energia na China nas últimas décadas resultou em grave poluição do ar e efeitos negativos para a saúde pública, que se tornaram problemas ambientais e sociais notáveis na China. No início de 2013, as manchetes relatavam continuamente a severa poluição por $PM_{2.5}$ (material particulado com um diâmetro aerodinâmico de menos de $2,5 \mu m$) em todo o país. A concentração horária de $PM_{2.5}$ na capital da China, Pequim, chegou a aumentar para mais de $1.000 \mu g / m^3$, o que é 40 vezes maior do que o nível padrão da Organização Mundial da Saúde (OMS) para boa saúde. A exposição a $PM_{2.5}$ em 2015 foi estimada para resultar em $\sim 8,9$ milhões de mortes em todo o mundo, entre as quais mais de um quarto ocorreram na China.

Para abordar problemas graves de poluição do ar e proteger a saúde pública, o Conselho de Estado da China promulgou o mais difícil Plano de Ação de Prevenção e Controle da Poluição do Ar (Plano de Ação) em 2013, no qual as reduções de concentração de $PM_{2.5}$ de 25%, 20% e 15% em 2017 em comparação com o nível em 2013 foram obrigatórios em 3 regiões principais (representadas no *Apêndice SI*, Figura S1): a

região de Pequim-Tianjin-Hebei (BTH), a região do Delta do Rio Yangtze (YRD) e a Pérola Região do Delta do Rio (PRD), respectivamente.

Em apoio ao Plano de Ação, uma série de ações rigorosas de ar limpo foi implementado de 2013 a 2017; conforme resumido na Fig. 1, essas ações incluem o fortalecimento dos padrões de emissão industrial, eliminação de fábricas pequenas e poluentes, eliminação de capacidades industriais desatualizadas, atualizações em caldeiras industriais, promoção de combustíveis limpos no setor residencial e fortalecimento dos padrões de emissão de veículos. Informações detalhadas sobre cada medida são documentadas no *Apêndice SI*, seção S1. Com a implementação de ações rigorosas de limpeza do ar, a concentração de $PM_{2.5}$ em todo o país diminuiu rapidamente entre 2013 e 2017.

Espera-se que a implementação de políticas ativas de ar limpo possa alcançar melhorias notáveis na qualidade do ar. Estudos recentes relataram melhorias significativas na qualidade do ar do $PM_{2.5}$ e benefícios de saúde associados de 2013 a 2017 na China. Enquanto isso, a contribuição relativa do controle de emissões e da variação meteorológica interanual para as reduções nas concentrações de $PM_{2.5}$ também foi identificada. No entanto, nenhum estudo anterior quantificou os impactos das diferentes políticas de controle de emissões na qualidade do ar de $PM_{2.5}$ em toda a China durante a implementação do Plano de Ação. Portanto, ainda falta uma avaliação completa e abrangente da eficácia do Plano de Ação. Aqui, avaliamos sistematicamente os impulsionadores da melhoria da qualidade do ar do $PM_{2.5}$ e os benefícios de saúde associados na China de 2013 a 2017, com ênfase nos impactos de 6 medidas de controle principais resumidas do Plano de Ação (Fig. 1). Como o governo chinês colocou enormes esforços e recursos para controlar as emissões de várias fontes emissoras, a avaliação da eficácia real dessas medidas de controle de emissões pode fornecer informações cruciais para o desenvolvimento de políticas de qualidade do ar na China e lançar luz sobre elas para outros países em desenvolvimento e altamente poluentes países.

Os detalhes de nossa abordagem analítica estão documentados em Materiais e Métodos. Em resumo, o modelo de Inventário de Emissões Multirresolução para a China (MEIC) foi usado para fornecer a contabilização da linha de base das emissões de 2013 a 2017 e para realizar uma avaliação medida por medida das reduções de emissões. O Modelo de Previsão e Pesquisa do Tempo - Community Multiscale Air Quality Model (WRF-CMAQ) foi então aplicado para simular variações nas concentrações de $PM_{2.5}$ de 2013 a 2017, separar as contribuições de fatores antropogênicos e meteorológicos para variações de $PM_{2.5}$ e quantificar medidas específicas melhorias na qualidade do ar (Apêndice SI, seção S2 e Tabela S1). Reduções específicas de medidas nas cargas de saúde relacionadas ao $PM_{2.5}$ foram então estimadas com um conjunto de funções epidemiológicas de concentração-resposta (CR) (isto é, o Modelo Global de Mortalidade por Exposição, ou GEMM).

Avaliamos as concentrações simuladas de $PM_{2.5}$ contra observações terrestres em 74 cidades (536 locais no total; locais são mostrados no Apêndice SI, Fig. S1) que tiveram observações contínuas entre 2013 e 2017. Os dados observacionais foram obtidos a partir do monitoramento nacional operada pelo Centro Nacional de Monitoramento Ambiental da China. Embora os dados de observação disponíveis publicamente sobre a composição química do $PM_{2.5}$ fossem muito esparsos para apoiar uma avaliação de tendência abrangente, comparamos a composição principal do $PM_{2.5}$ modelada (sulfato, nitrato, amônio, carbono orgânico e carbono negro) com dados de observação coletados de uma ampla variedade de fontes (60 sites no total; para informações do site, consulte o Apêndice SI, Tabela S2). Em geral, nossas simulações de modelo capturaram bem as variações espaço-temporais na concentração de $PM_{2.5}$ entre 2013 e 2017 (Apêndice SI, Tabela S3 e Fig. S2), e o desempenho do modelo estava em linha com outros estudos de modelagem regional recentes na China. O modelo também mostra um desempenho razoável na composição química do $PM_{2.5}$ com vieses médios normalizados (NMBs) variando de -32,1 a 40,8% para diferentes espécies. Comparações detalhadas entre simulações de modelo e observações podem ser encontradas no Apêndice SI, seção S4 e S2-S5.

RESULTADOS

Melhoria da qualidade do ar do $PM_{2.5}$ de 2013 a 2017.

As Fig. 2 A e B mostram a distribuição espacial das concentrações médias anuais simuladas de $PM_{2.5}$ sobre a China em 2013 e 2017 (os mapas de 2014 a 2016 são apresentados no Apêndice SI, Fig. S6). Em ambos os anos, altos níveis de concentração de $PM_{2.5}$ foram observados no norte e centro da China, especialmente no BTH e regiões vizinhas, onde a intensidade de emissão é a mais alta do país. Conforme ilustrado na Fig. 2 C, de 2013 a 2017, reduções significativas nas concentrações de $PM_{2.5}$ ocorreram em todo o país como resultado de reduções consideráveis nas emissões dos principais poluentes atmosféricos. De acordo com uma estimativa recente do modelo MEIC (Apêndice SI, Fig. S7), de 2013 a 2017 as emissões nacionais de SO_2 , NO_x e $PM_{2.5}$ primárias diminuíram 59%, 21% e 33%, respectivamente.

A concentração média ponderada de $PM_{2.5}$ da população anual nacional (a menos que indicado de outra forma, as concentrações de $PM_{2.5}$ relatadas a seguir correspondem às concentrações médias ponderadas de $PM_{2.5}$ da população simulada) foram previstas para diminuir de $61,8 \mu g / m^3$ (IC de 95%: 53,3-70,0) em 2013 para $42,0 \mu g / m^3$ (IC 95%: 35,7–48,6) em 2017, o que representa uma redução de 32% (IC 95%: 30–33%). A maior diminuição no $PM_{2.5}$ foi observada na região BTH, com um valor simulado de 38% (IC 95%: 36–45%); as reduções no YRD e PRD (província de Guangdong) foram de 27% (IC de 95%: 24–32%) e 21% (IC de 95%: 17–35%), respectivamente. Nossos resultados mostram que as concentrações anuais de $PM_{2.5}$ diminuíram nacional e regionalmente em todos os anos, exceto no PRD em 2017 (Apêndice SI, Figura S8). A recuperação na concentração de $PM_{2.5}$ em 2017 no PRD pode ser explicada pelas condições meteorológicas desfavoráveis (Apêndice SI, Figs. S9-S11).

Impacto Meteorológico nas Concentrações de $PM_{2.5}$ entre 2013 e 2017.

A Fig. 3 A - D apresenta a frequência de dias de estagnação do ar e a anomalia de $PM_{2.5}$ modelada meteorologicamente por região para cada mês entre 2013 e 2017. A ocorrência de estagnação do ar, que é um indicador integrado da velocidade do vento, altura da camada limite (PBL) e a ocorrência de precipitação são geralmente correlacionados positivamente com as concentrações de $PM_{2.5}$ (Apêndice SI, seção S7). Por exemplo, episódios de neblina severa amplamente relatados ocorreram nas regiões BTH e YRD em janeiro de 2013. Esses eventos foram associados a condições severas de estagnação do ar representadas por baixas velocidades de vento, baixa PBL e alta umidade. A baixa velocidade do vento e o baixo PBL suprimiram a remoção de $PM_{2.5}$, como era de se esperar em condições de ventilação fraca, e a alta umidade promoveu a formação de aerossóis secundários via química de aerossol de fase aquosa. Condições meteorológicas desfavoráveis semelhantes e episódios de poluição regional severa por $PM_{2.5}$ foram observados em fevereiro de 2014 e dezembro de 2016 no BTH e em novembro / dezembro de 2013 no YRD. Em contraste, as condições meteorológicas regionais favoráveis associadas a uma alta frequência de fluxos de vento do norte em dezembro de 2017 levaram a baixas concentrações de $PM_{2.5}$ no BTH. A variação nas condições meteorológicas pode dominar as anomalias mensais de $PM_{2.5}$ em escala regional. Por exemplo, os resultados do modelo mostram que 70% da redução de $PM_{2.5}$ em dezembro de 2017 na região BTH em comparação com dezembro de 2016 pode ser atribuída à variação nas condições meteorológicas.

No entanto, a variação nas condições meteorológicas teve menos impacto nas tendências do $PM_{2.5}$ de 5 anos (ou seja, de 2013 a 2017; Fig. 3 E - H). Estimamos que a variação nas condições meteorológicas levou a concentrações reduzidas de $PM_{2.5}$ em $5,6 \mu g / m^3$ (IC 95%: 0,9-11,0) na região de BTH entre 2013 e 2017, contribuindo com 16% da diminuição total nas concentrações de $PM_{2.5}$ para o mesmo período. As condições meteorológicas em 2017 nas regiões YRD e PRD foram mais desfavoráveis em comparação com 2013 e neutralizaram a diminuição nas concentrações de $PM_{2.5}$ de 2013 a 2017 (Apêndice SI, Fig. S12). Nacionalmente, estimamos que as condições meteorológicas poderiam explicar 9% da diminuição total nas concentrações de $PM_{2.5}$ de 2013 a 2017, demonstrando assim que a melhoria na qualidade do ar de $PM_{2.5}$ foi dominada por reduções nas emissões antropogênicas em vez de variação interanual nas condições meteorológicas. Nossos resultados são consistentes com estudos recentes sobre impactos meteorológicos na poluição de $PM_{2.5}$ da China.

Impacto Antropogênico e Benefícios Específicos da Medida.

A Fig. 4 mostra os benefícios ambientais e de saúde pública do Plano de Ação. Nossas estimativas sugerem que, com a implementação 5-y das 6 medidas de controle, as emissões nacionais de SO_2 , NO_x e

PM_{2.5} primárias foram reduzidas em 16,4, 8,0 e 3,5 Tg, respectivamente (Apêndice SI, Tabela S4 e Fig. 4 A - C). Consequentemente, a concentração nacional anual de PM_{2.5} diminuiu em 17,4 (IC 95%: 15,4-19,0) para 42,0 µg / m³ (IC 95%: 35,7-48,6), e o número de mortes em excesso relacionadas a PM_{2.5} diminuiu em 0,41 milhões (IC de 95%: 0,38–0,43) a 1,98 milhões (IC de 95%: 1,85–2,09) em 2017 (Fig. 4 D e E). Todas as três regiões principais exibiram declínios consideráveis nas concentrações de PM_{2.5} e mortes relacionadas devido a reduções de emissões (Apêndice SI, Figs. S13 – S15 e Tabela S5). As reduções mais evidentes nas concentrações de PM_{2.5} ocorreram no BTH (tanto em magnitude quanto em porcentagem) por causa dos estritos requisitos regionais de redução de PM_{2.5} e as ações de controle agressivas aplicadas no BTH (Apêndice SI, seção S1). Os benefícios ambientais e de saúde pública identificados em escalas nacionais e regionais demonstram a eficácia do Plano de Ação.

Entre as 6 medidas de controle, o fortalecimento dos padrões de emissão industrial, a atualização das caldeiras industriais, a eliminação progressiva da capacidade industrial obsoleta e a promoção de combustíveis limpos no setor residencial foram estimados como as principais medidas de controle eficazes, representando em conjunto 92% das reduções nacionais em concentrações anuais de PM_{2.5} e mortes em excesso relacionadas, por causa de suas contribuições consideráveis para a redução das emissões de todos os três principais poluentes. Notavelmente, essas principais medidas eficazes visam principalmente o setor industrial, destacando a estrutura de emissão dominante na indústria na China e a eficácia dos controles de emissão em setores industriais (incluindo o setor de energia) de 2013 a 2017. As contribuições das medidas de controle na chave as regiões foram semelhantes às contribuições na escala nacional (Apêndice SI, Fig. S13 e Tabela S4), embora discrepâncias na eficácia das medidas de controle existissem em diferentes regiões devido a diferenças na estrutura industrial, estrutura de emissão e foco das medidas de controle.

Fortalecer os Padrões de Emissão Industrial.

Padrões de emissão reforçados para usinas termelétricas e todos os setores industriais de emissão intensiva (por exemplo, ferro e aço, cimento) foram promulgados de 2013 a 2017, e esses padrões levaram a aplicações em grande escala de controle estrito de fim de linha (EOP) dispositivos nas indústrias correspondentes (Fig. 1 e SI Apêndice x, seção S1). Por exemplo, no final de 2017, mais de 95% das usinas termelétricas a carvão na China estavam equipadas com dessulfurização de gases de combustão (FGD) e redução catalítica seletiva (SCR) ou sistemas de redução não catalítica seletiva (SNCR), e 71% de a capacidade de geração de energia a carvão atendeu aos padrões de “emissão ultrabaixo”, com níveis de emissão dos principais poluentes do ar semelhantes aos das usinas movidas a gás. Além disso, mais de 80% das máquinas de sinterização de aço e fornos de cimento foram equipados com sistemas FGD e SCR (ou SNCR), respectivamente, resultando em uma taxa de obtenção de 90% para emissões de gases de combustão de setores industriais de emissão intensiva. Consequentemente, os padrões de emissão industrial fortalecidos foram estimados como o contribuinte mais significativo para as melhorias da qualidade do ar e os benefícios de saúde relacionados. Estimamos que, nacionalmente, esta medida levou a reduções de 7,01 Tg (43% do total de abatimentos) para SO₂, 4,77 Tg (60%) para NO_x, e 1,42 Tg (41%) para emissões primárias de PM_{2.5}, e contribuiu a uma redução de 6,6 µg / m³ (IC 95%: 5,9-7,1) na concentração anual de PM_{2.5}, o que levou ainda a uma diminuição de 157.200 (IC de 95%: 148.800-165.000) no número de PM_{2.5} relacionados mortes em 2017. O fortalecimento dos padrões de emissão industrial também foi a medida mais eficaz na redução das concentrações de PM_{2.5} e mortes relacionadas em todas as três regiões principais devido ao papel proeminente na redução de emissões (Apêndice SI, Figs. S13-S15).

Atualizações em Caldeiras Industriais.

As caldeiras industriais a carvão são as principais fontes de emissões, especialmente SO₂, devido ao seu considerável consumo de carvão. De 2013 a 2017, mais de 200.000 pequenas caldeiras a carvão (≤7 MW) foram fechadas e todas as pequenas caldeiras a carvão em áreas urbanas foram eliminadas. Grandes caldeiras em operação foram amplamente equipadas com SO₂ e dispositivos de controle de partículas após a aplicação do novo padrão de emissão (ou seja, GB 13271–2014) em 2014 (Fig. 1). Consequentemente, consideráveis reduções de emissões foram obtidas: reduções de 5,54 Tg (34% de

todas as reduções) e 0,71 Tg (20% de todas as reduções) em emissões de SO₂ e PM_{2,5} primárias, o que reduziu ainda mais a concentração nacional anual de PM_{2,5} em 4,4 µg / m³ (IC 95%: 3,8–4,9) e contribuiu com 25% do total de abatimentos nas mortes relacionadas com PM_{2,5}.

Eliminação gradual da Capacidade Industrial Desatualizada.

Ao contrário de outras medidas direcionadas às POIs (por exemplo, fortalecimento dos padrões de emissão industrial), esta medida se concentrou em ajustes estruturais, eliminando gradualmente tecnologias e capacidades desatualizadas ou ineficientes em vários setores industriais. Por exemplo, 200 milhões de toneladas de capacidade de produção de ferro e aço desatualizada e 250 milhões de toneladas de capacidade de produção de cimento desatualizada foram eliminados entre 2013 e 2017 (Fig. 1). Consequentemente, esta medida com foco na estrutura levou a um declínio de 2,8 µg / m³ (IC 95%: 2,5–3,0) nas concentrações anuais de PM_{2,5} nacionais e contribuiu com 16% do total de abatimentos nas mortes em 2017 como resultado de 2,08 -, reduções de 1,23- e 0,69-Tg nas emissões de SO₂, NO_x e PM_{2,5} primárias, respectivamente.

Promover Combustíveis Limpos no Setor Residencial.

O setor residencial é um contribuinte notável para a poluição por PM_{2,5} na China, especialmente no norte da China durante as estações de aquecimento. Para resolver este problema, fogões avançados e carvão limpo foram promovidos em todo o país de 2013 a 2016. A substituição do carvão por gás natural e eletricidade foi promovida em 2017, afetando 6 milhões de domicílios em todo o país, entre os quais 4,8 milhões de domicílios estavam localizados no BTH e regiões circunvizinhas (Fig. 1). Portanto, os benefícios da promoção de combustíveis limpos no setor residencial foram proeminentes no BTH. Estimamos que essa medida reduziu 0,14 Tg de SO₂ (11% do total de abatimentos) e 0,1 Tg (20%) das emissões primárias de PM_{2,5}, respectivamente, no BTH e, consequentemente, reduziu a concentração anual regional de PM_{2,5} em 7,0 µg / m³ (IC de 95%: 5,0–9,0) e contribuiu para 25% das reduções regionais nas mortes relacionadas com PM_{2,5} (Apêndice SI, Figs. S13 – S15). Nossos resultados estão de acordo com Liu et al., que descobriu que a redução das emissões do setor residencial na região de BTH poderia introduzir melhorias regionais consideráveis na qualidade do ar de PM_{2,5}. Os benefícios da promoção de combustíveis limpos no setor residencial também foram evidentes em escala nacional (concentrações médias anuais de PM_{2,5} reduzidas em 2,2 µg / m³ (IC de 95%: 2,0-2,5) em 2017 e contribuíram com 12% dos abatimentos nacionais em Mortes relacionadas a PM_{2,5}) devido à notável contribuição para a redução das emissões primárias nacionais de PM_{2,5} (13%).

Eliminação gradual de fábricas pequenas e poluentes.

Impulsionada por padrões de emissão mais rígidos, esta medida teve como objetivo substituir fábricas pequenas e altamente poluentes por grandes instalações equipadas com tecnologias de produção limpa e equipamentos avançados de controle de poluição, com foco no norte da China (Fig. 1). De 2016 a 2017, mais de 62.000 fábricas pequenas e poluentes no BTH e regiões adjacentes foram eliminadas ou reformadas (Fig. 1), o que gerou 10, 3 e 9% de reduções regionais em SO₂, NO_x e PM_{2,5} emissões, respectivamente. Consequentemente, a eliminação de fábricas pequenas e altamente poluentes reduziu as concentrações anuais de PM_{2,5} no BTH em 1,9 µg / m³ (IC 95%: 1,2–2,5) e contribuiu com 7% para reduções regionais nas mortes relacionadas a PM_{2,5}. No entanto, a qualidade do ar e os benefícios para a saúde limitados foram obtidos com essa medida em escala nacional, visto que geralmente era uma medida regional.

Reforçar os Padrões de Emissão de Veículos.

Esta medida foi um contribuinte proeminente para as reduções de NO_x (1,06 Tg, 13% de todas as reduções nacionais). Esta mudança foi principalmente o resultado da rotação da frota desencadeada pelos padrões de emissão reforçados no setor de transporte (ou seja, China 4 e China 5 padrões de emissão implementados entre 2013 e 2017) e a eliminação forçada de veículos antigos. Por exemplo, de 2013 a 2017, mais de 20 milhões de veículos antigos e com “etiqueta amarela” (ou seja, veículos a gasolina e diesel que não atendem aos padrões da China 1 e China 3) foram eliminados. No entanto, os efeitos dos padrões reforçados de emissão de veículos em relação à melhoria da qualidade do ar nacional (0,7 µg / m³, IC 95%: 0,5-0,9) e benefícios para a saúde (4% das reduções nacionais em mortes relacionadas a PM_{2,5}) foram prejudicados por a resposta não linear complexa da concentração de PM_{2,5} às emissões de NO_x. Os

benefícios desta medida também foram limitados em todas as 3 regiões, mas a contribuição para as melhorias totais da qualidade do ar foi ligeiramente maior no PRD porque contribuiu com 19% para reduções regionais de NO_x no PRD.

DISCUSSÃO E IMPLICAÇÕES PARA A POLÍTICA

Em 2013, a China lançou o mais difícil plano de ação para ar limpo de todos os tempos para resolver problemas graves e extensos de poluição do ar. Nosso estudo quantificou a contribuição de diferentes políticas de controle de poluição para a rápida melhoria na qualidade do ar de $\text{PM}_{2.5}$ em toda a China de 2013 a 2017, destacando assim a eficácia do Plano de Ação. Com base em uma abordagem medida por medida, o fortalecimento dos padrões de emissão industrial, as atualizações nas caldeiras industriais, a eliminação de capacidades industriais desatualizadas e a promoção de combustíveis limpos no setor residencial foram identificados como as 4 principais medidas eficazes na mitigação de emissões, melhorando o $\text{PM}_{2.5}$ do ar qualidade e redução da mortalidade relacionada ao $\text{PM}_{2.5}$.

Nosso estudo estava sujeito a uma série de incertezas e limitações. Em primeiro lugar, apenas 6 grandes medidas de controle foram consideradas, o que pode ter subestimado os benefícios totais do Plano de Ação. Os benefícios do controle de poeira fugitiva não foram investigados aqui devido à falta de um inventário de emissão de poeira fugitiva em toda a China. Em segundo lugar, as estimativas de emissão de baixo para cima estavam sujeitas a incertezas devido ao conhecimento incompleto das taxas de atividade e fatores de emissão. A incerteza das emissões de MEIC foi estimada em 12% para SO_2 , 31% para NO_x e 107% para $\text{PM}_{2.5}$ primário (IC 95%). Terceiro, a função GEMM aplicada assume toxicidade equivalente para todas as espécies químicas em $\text{PM}_{2.5}$ (4), indicando que as reduções de mortalidade estimadas das medidas de controle não foram diferenciadas pelos componentes ou fontes de concentrações de $\text{PM}_{2.5}$ diminuídas. As incertezas das concentrações simuladas de $\text{PM}_{2.5}$ e as mortes estimadas relacionadas a $\text{PM}_{2.5}$ foram quantificadas seguindo a abordagem documentada no Apêndice SI, seção S12.

Apesar das notáveis melhorias na qualidade do ar introduzidas pelo Plano de Ação, a poluição do ar na China continua grave. Por exemplo, 64% das 338 cidades em nível de prefeitura na China não atenderam ao padrão nacional para o nível anual de $\text{PM}_{2.5}$ em 2017. Portanto, medidas de controle de emissão contínuas e eficazes ainda são de alta prioridade. As futuras ações de ar limpo devem ser desenhadas com base nas experiências do Plano de Ação implementado de 2013 a 2017 e devem superar suas deficiências. Com base na análise de medidas específicas, nossos resultados confirmam várias implicações políticas importantes para a concepção de futuras políticas de ar limpo. Em primeiro lugar, as medidas que tiveram sucesso na redução das emissões dos setores industriais e residenciais devem permanecer em vigor, porque esses 2 setores permaneceram as principais fontes de emissões de poluentes em 2017 (Fig. 4 e Apêndice SI, Fig. S7 e Tabela S4); no entanto, o setor de energia não é mais um contribuinte dominante para as emissões de quaisquer poluentes devido à implementação dos padrões de emissão ultrabaixo. No futuro, as experiências bem-sucedidas dos padrões de emissão ultrabaixo para usinas de energia devem ser expandidas para outros setores industriais importantes e ações de combustível limpo no setor residencial na região de BTH devem ser implementadas em todo o país. Em segundo lugar, nossa análise concluiu que as medidas de controle implementadas de 2013 a 2017 se concentraram principalmente no controle de emissões de fim de linha, enquanto as ações de ajuste da estrutura de energia tiveram um papel relativamente menor. O carvão ainda dominava o consumo de energia da China em 2017. Sugerimos que as políticas futuras devam prestar mais atenção à introdução de combustíveis renováveis, a partir dos quais podem ser obtidas reduções de emissões persistentes, bem como benefícios na mitigação de gases de efeito estufa. Terceiro, medidas estritas para fontes de combustão de carvão, medidas relativamente menos eficazes em fontes móveis (principalmente caminhões a diesel e motores off-road) e a falta de medidas de controle no setor agrícola levaram a reduções maiores nas emissões de SO_2 do que NO_x e NH_3 (Apêndice SI, Fig. S16) de 2013 a 2017. Como consequência, uma redução maior em sulfato do que nitrato foi revelada em nossas simulações de modelo e confirmada por observações recentes in situ para o mesmo período (Apêndice SI, Fig. S17 e refs.). Ações futuras com foco em reduções de NO_x de veículos a diesel rodoviários e veículos a gás fora de estrada

e reduções de NH_3 no setor agrícola devem ser implementadas. Adiante, as medidas de controle sobre as emissões de compostos orgânicos voláteis não metânicos (NMVOC) estiveram ausentes entre 2013 e 2017, resultando no crescimento persistente das emissões de NMVOC e do potencial de formação de ozônio durante o mesmo período. Isso pode ter contribuído para o aumento na concentração de O_3 na superfície de 2013 a 2017 sob condições limitadas por VOC. Além disso, a captação enfraquecida do aerossol de radicais hidroperoxi devido à redução do $\text{PM}_{2.5}$ foi proposta como um mecanismo principal de aumento de O_3 . Dado que se espera que a poluição por $\text{PM}_{2.5}$ melhore continuamente no futuro, medidas de controle sob medida para as emissões de NMVOC são cruciais para mitigar a poluição por $\text{PM}_{2.5}$ e O_3 ao mesmo tempo. Por último, mas não menos importante, muitos países em desenvolvimento agora estão sofrendo de problemas semelhantes de poluição do ar após o rápido desenvolvimento econômico. Por exemplo, as crescentes emissões de carvão e veículos são misturadas com plumas de queima de biomassa na Índia e no sudeste da Ásia. Nossa análise específica da medida lança luz sobre o desenvolvimento de políticas eficazes de ar limpo nesses países. Em 2018, a China promulgou o Plano de Ação de Três Anos para Vencer a Batalha de Defesa do Céu Azul para continuar seus esforços no combate à poluição do ar. Com a implementação das medidas propostas acima, espera-se um ar mais limpo na China nos próximos anos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Métodos e Dados.

Neste trabalho, construímos uma estrutura de análise integrada (Apêndice SI, Fig. S18) para avaliar as melhorias na qualidade do ar e os benefícios para a saúde das ações de ar limpo na China (ou seja, as 6 medidas listadas na Fig. 1) de 2013 a 2017. Usamos primeiro o modelo WRF-CMAQ para simular as variações nas concentrações de $\text{PM}_{2.5}$ de 2013 a 2017, período durante o qual as contribuições de fatores antrópicos e meteorológicos foram separadas por meio de análise de cenário. Em seguida, estimamos os benefícios acumulados da implementação de 5 anos de cada medida de controle principal em 2017. As reduções de emissões específicas da medida foram quantificadas aplicando o modelo MEIC com dados coletados do Ministério da Ecologia e Meio Ambiente da China (Apêndice SI, Tabela S6) como entradas. As reduções nas concentrações de $\text{PM}_{2.5}$ introduzidas por cada medida foram avaliadas usando o modelo WRF-CMAQ, e o número de mortes em excesso atribuíveis de $\text{PM}_{2.5}$ evitadas por cada medida foi posteriormente quantificado usando o GEMM recentemente desenvolvido.

Conforme mostrado no Apêndice SI, Tabela S1, o sistema de modelagem WRF-CMAQ foi utilizado para simular as concentrações de $\text{PM}_{2.5}$ em 4 grupos de cenários. O grupo de cenários *BASE* forneceu simulações de linha de base de 2013 a 2017, a partir das quais variações nas concentrações de $\text{PM}_{2.5}$ podem ser derivadas. Com informações adicionais fornecidas pelos cenários *FixEmis* (cenários com emissões fixas em 2017 e condições meteorológicas variáveis de 2013 a 2017), as contribuições das variações meteorológicas interanuais e reduções de emissões antropogênicas para as variações de $\text{PM}_{2.5}$ de 2013–2017 foram separadas. As melhorias da qualidade do ar em 2017 introduzidas por cada medida foram derivadas posteriormente com base no cenário *MEAS* e nos grupos de cenários *NoCtrl*. Os detalhes dos métodos e conjuntos de dados são descritos no Apêndice SI. Para avaliar o desempenho do modelo CMAQ, comparamos parâmetros meteorológicos simulados, concentrações totais de $\text{PM}_{2.5}$ e concentrações de composição química de $\text{PM}_{2.5}$ com observações do solo (Apêndice SI, seções S3 e S4).

Disponibilidade de Dados.

O inventário de emissão mensal quadriculado usado neste estudo e a saída do modelo CMAQ quadriculado de concentrações médias mensais de $\text{PM}_{2.5}$ estão disponíveis em <http://www.meicmodel.org/dataset-appcape.html>. Os dados de observação da superfície $\text{PM}_{2.5}$ usados neste estudo podem ser acessados em <http://beijingair.sinaapp.com>. As observações terrestres de dados meteorológicos são obtidas no National Climate Data Center (NCDC) (<ftp://ftp.ncdc.noaa.gov/pub/data/noaa/>).