

## 长三角地区蔬菜生产的活性氮损失和温室气体排放估算

赵明炯, 王孝忠, 刘彬, 邹春琴, 陈新平

引用本文:

赵明炯, 王孝忠, 刘彬, 等. 长三角地区蔬菜生产的活性氮损失和温室气体排放估算[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(6): 1409-1419.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-1205>

## 您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

### 中国茶园 $N_2O$ 排放及其影响因素

姚志生, 王燕, 王睿, 刘春岩, 郑循华

农业环境科学学报. 2020, 39(4): 715-725 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0137>

### 我国典型省份小麦和玉米农田化学氮肥施用与生产运输过程的温室气体排放量估算

柴如山, 王擎运, 叶新新, 马超, 屠人凤, 郇红建

农业环境科学学报. 2019, 38(3): 707-713 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0618>

### 冬季侧窗通风猪舍氨气和温室气体排放特征

周忠凯, 杨殿林, 张海芳, 赵建宁, 王丽丽, 余刚

农业环境科学学报. 2020, 39(6): 1359-1367 <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-1393>

### 太湖地区有机与常规种植方式下稻麦轮作农田温室气体短期排放特征

陈秋会, 王磊, 席运官, 田伟, 金淑, 张弛, 李妍, 肖兴基

农业环境科学学报. 2019, 38(11): 2642-2649 <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-0635>

### 不同氮钾水平及氮形态差异对土壤氨挥发和氧化亚氮排放的影响

夏淑洁, 刘闯, 袁晓良, 李俊雅, 李林洋, 张润琴, 李志国

农业环境科学学报. 2020, 39(5): 1122-1129 <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-1220>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

赵明炯, 王孝忠, 刘彬, 等. 长三角地区蔬菜生产的活性氮损失和温室气体排放估算[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(6): 1409–1419.

ZHAO Ming-jiong, WANG Xiao-zhong, LIU Bin, et al. Estimation of reactive nitrogen loss and greenhouse gas emissions from vegetable production in Yangtze River Delta, China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2020, 39(6): 1409–1419.



开放科学 OSID

# 长三角地区蔬菜生产的活性氮损失和温室气体排放估算

赵明炯<sup>1,2</sup>, 王孝忠<sup>2\*</sup>, 刘彬<sup>2</sup>, 邹春琴<sup>1</sup>, 陈新平<sup>2</sup>

(1. 中国农业大学资源与环境学院, 北京 100193; 2. 西南大学资源环境学院, 西南大学长江经济带农业绿色发展研究中心, 重庆 400716)

**摘要:** 基于相关统计数据, 本文采用生命周期评价(LCA)方法, 研究了长三角地区三省一市蔬菜生产的活性氮损失和温室气体排放。结果表明: 长三角地区蔬菜生产的活性氮损失和温室气体排放潜值较高, 2012—2016年平均分别为 103 kg N·hm<sup>-2</sup> 和 5 930 kg CO<sub>2</sub>-eq·hm<sup>-2</sup>; 不同年份间活性氮损失和温室气体排放差异显著, 2015年活性氮损失和温室气体排放潜值最低, 分别为 95 kg N·hm<sup>-2</sup> 和 5 618 kg CO<sub>2</sub>-eq·hm<sup>-2</sup>, 其活性氮损失和温室气体排放潜值分别较其他年份低 6.5%~12.3% 和 3.5%~9.0%; 5 a 平均活性氮损失和温室气体排放潜值露地蔬菜分别为 106 kg N·hm<sup>-2</sup> 和 5 157 kg CO<sub>2</sub>-eq·hm<sup>-2</sup>; 设施蔬菜分别为 93 kg N·hm<sup>-2</sup> 和 8 760 kg CO<sub>2</sub>-eq·hm<sup>-2</sup>; 与该区其他省市蔬菜生产相比, 浙江 5 a 平均活性氮损失低 2.8%~13.7%, 安徽温室气体排放潜值低 1.4%~10.7%。针对蔬菜生产高氮肥投入、活性氮损失以及温室气体排放问题, 在田间管理时可采取控制氮肥用量、优化施用氮肥、合理使用增效氮肥等措施。

**关键词:** 蔬菜生产; 活性氮损失; 温室气体排放; 施肥量; 长三角地区

中图分类号: X511 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2020)06-1409-11 doi:10.11654/jaes.2019-1205

## Estimation of reactive nitrogen loss and greenhouse gas emissions from vegetable production in Yangtze River Delta, China

ZHAO Ming-jiong<sup>1,2</sup>, WANG Xiao-zhong<sup>2\*</sup>, LIU Bin<sup>2</sup>, ZOU Chun-qin<sup>1</sup>, CHEN Xin-ping<sup>2</sup>

(1. College of Resources & Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193, China; 2. College of Resources and Environment, Agricultural Green Development Research Center of Yangtze River Economic Belt, Southwest University, Chongqing 400716, China)

**Abstract:** In this study, reactive nitrogen loss and greenhouse gas emissions from vegetable production in three provinces and one city in the Yangtze River Delta region were studied using life cycle assessments (LCAs) based on relevant statistical data. The results showed that reactive nitrogen loss and greenhouse gas emissions from vegetable production were relatively high, with average values of 103 kg N·hm<sup>-2</sup> and 5 930 kg CO<sub>2</sub>-eq·hm<sup>-2</sup> respectively, during 2012 to 2016. Furthermore, significant differences existed in reactive nitrogen loss and greenhouse gas emissions between different years. The lowest values were measured in 2015, namely 95.0 kg N·hm<sup>-2</sup> and 5 618 kg CO<sub>2</sub>-eq·hm<sup>-2</sup>, which were 6.5%~12.3% and 3.5%~9.0% lower than those in other years, respectively. The average reactive nitrogen loss and greenhouse gas emissions in open-field and greenhouse vegetables system were 106 kg N·hm<sup>-2</sup> and 5 157 kg CO<sub>2</sub>-eq·hm<sup>-2</sup>, and 93 kg N·hm<sup>-2</sup> and 8 760 kg CO<sub>2</sub>-eq·hm<sup>-2</sup> respectively. The average reactive nitrogen loss in Zhejiang Province was 2.8%~13.7% lower than that in

收稿日期: 2019-11-03 录用日期: 2020-02-05

作者简介: 赵明炯(1991—), 男, 河南驻马店人, 硕士研究生, 主要从事蔬菜养分资源综合管理研究。E-mail: 990062699@qq.com

\*通信作者: 王孝忠 E-mail: wxz20181707@swu.edu.cn

基金项目: 国家十三五重点研发专项(2017YFD0800403); 中国农大-司尔特测土配方施肥研究基地建设项目; 西南大学博士基金项目(SWU118077)

Project supported: National Key R&D Program of China(2017YFD0800403); China Agricultural University - Sierte Soil Testing Formula Fertilization Research Base Construction Project; Doctoral Fund Project of Southwest University(SWU118077)

other Provinces, and greenhouse gas emissions in Anhui Province were 1.4%~10.7% lower than that in other provinces in the study region. The following mitigation measures for high nitrogen fertilizer input, reactive nitrogen loss, and greenhouse gas emissions from vegetable production can be taken: controlling or optimizing nitrogen fertilizer application rate and applying higher-efficiency fertilizer during field experimental management.

**Keywords:** vegetable production; reactive nitrogen loss; greenhouse gas emissions; fertilizer application rates; Yangtze River Delta region

长三角地区是全国蔬菜优势产区之一,在蔬菜生产中占有十分重要的地位。2017年其蔬菜种植面积和产量占全国蔬菜总种植面积和产量的13.8%和13.2%<sup>[1]</sup>。农业生产既是活性氮损失的重要来源,又是产生温室气体的主要途径<sup>[2]</sup>。集约化生产的高投入和蔬菜根系浅、养分吸收能力弱的生理生长特征,导致肥料利用率低、全球变暖、土壤酸化和水体污染等问题十分突出<sup>[3-6]</sup>,严重制约着蔬菜产业的绿色发展。本课题组前期研究结果表明我国蔬菜生产氧化亚氮排放是粮食作物的1.24~4.16倍,硝酸盐淋洗损失量高达79.1 kg N·hm<sup>-2</sup>,明显高于粮食作物系统<sup>[7-8]</sup>。因此,蔬菜生产的环境代价(包含各环境评价指标)需要更多的关注,尤其是蔬菜生产的优势产区——长三角地区。

生命周期评价(LCA)方法是一种定量评估产品从“摇篮到坟墓”过程中对环境所产生影响的方法<sup>[9]</sup>,具有十分全面的特征。近年来运用LCA方法进行蔬菜生产的环境代价评价越来越受到关注,目前的研究主要集中于比较某一点或不同蔬菜种类的环境代价,明确各环节对特定作物生产系统环境代价的贡献率,然而对于区域内整个蔬菜生产的环境代价研究尚不清楚,限制了蔬菜生产环境代价评价的准确性。Khoshnevisan等<sup>[10]</sup>量化比较了伊朗伊斯法罕省的温室黄瓜和番茄在各投入环节对环境造成的影响。胡亮等<sup>[11]</sup>比较了浏阳市4个农场、2种植模式和8种蔬菜(黄瓜、苦瓜、青椒和茄子等)的温室气体排放。不同区域或不同年份的环境代价由于田间管理、气候条件和土壤特征等差异而存在显著差异。例如郭金花<sup>[12]</sup>的研究结果表明北京郊区每公顷设施番茄的温室气体排放潜值比山东寿光高11.4%。王占彪等<sup>[13]</sup>对华北平原主要作物(包括蔬菜)温室气体的研究表明,与1993—2002年相比,2003—2012年作物生产的温室气体排放潜值高了1.14 t CO<sub>2</sub>-eq·hm<sup>-2</sup>。近年来,设施蔬菜生产发展迅猛,已成为我国蔬菜生产体系重要的栽培方式,占全国蔬菜总种植面积的18%<sup>[14]</sup>,与露地蔬菜相比,设施蔬菜肥料投入高,环境温度和湿度高,势必引起较高的环境代价,因此在整个蔬菜生产

中区分露地和设施蔬菜的环境代价对于蔬菜的合理化种植意义重大。然而迄今为止,对不同年份间、不同栽培方式等方面系统全面评价区域蔬菜生产的环境代价缺乏,严重制约着我国蔬菜生产的环境代价评价和减排措施的提出。

本文以长三角地区蔬菜生产为研究对象,采用生命周期评价(LCA)的方法,量化该地区蔬菜生产的资源投入和环境代价并比较不同年份(2012—2016)、地区(江苏、浙江、安徽和上海)以及栽培方式(露地和设施蔬菜)下的资源投入和环境代价,为提出减排措施,实现蔬菜高效绿色发展提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域和作物

研究区域主要围绕长三角地区的三省一市,分为露地和设施蔬菜,具体省市和蔬菜种类如表1所示。

表1 研究区域和作物

Table 1 Study areas and crops

| 长三角地区           | 露地蔬菜                   | 设施蔬菜        |
|-----------------|------------------------|-------------|
| 江苏省、浙江省、安徽省、上海市 | 番茄、黄瓜、圆白菜、大白菜、菜花、萝卜、豆角 | 番茄、黄瓜、茄子、辣椒 |

### 1.2 数据收集

#### 1.2.1 数据来源

根据《全国农产品成本收益资料汇编(2012—2016)》<sup>[15]</sup>和农业农村部种植业管理司有关资料,收集并整理了蔬菜种植的相关数据(主要包括产量、种植面积、化肥和有机肥用量、薄膜等);同时露地蔬菜农药用量根据罗巍<sup>[16]</sup>的研究,设施蔬菜农药和钢材用量则根据本课题组Wang等<sup>[17]</sup>的研究结果,露地和设施蔬菜种植面积比值则依据Chang等<sup>[18]</sup>的研究结果。

#### 1.2.2 长三角地区蔬菜总种植面积和产量以及各个省份占比

近5 a长三角地区蔬菜总种植面积不断增加,2012年为2.891×10<sup>6</sup> hm<sup>2</sup>,2013至2016年分别增加了5.1×10<sup>4</sup>、7.6×10<sup>4</sup>、1.72×10<sup>5</sup>和2.00×10<sup>5</sup> hm<sup>2</sup>,同时,这5 a总产量保持稳定,平均为1.45×10<sup>8</sup> t(图1a、图1b);各省

市5 a平均总种植面积和产量均为江苏>安徽>浙江>上海,总种植面积占比分别为46%、29%、21%和4%,总产量占比分别为48%、30%、18%和4%(图1c、图1d)。

### 1.3 系统边界和评价单元

本研究的系统边界主要集中于蔬菜的生产过程(从播种到收获过程),主要包括农资阶段和农作阶段。农资阶段主要关注肥料(化肥和有机肥)、农药、农膜、柴油、钢材(设施)等生产和运输过程。农作阶段主要关注肥料施用、农药施用和机械使用过程中消耗的农用柴油。为了更方便理解和评价其环境代价,将此系统环境代价评价单元设为单位面积( $\text{hm}^{-2}$ )。

### 1.4 长三角地区蔬菜不同省份5 a平均投入和产出

不同省份5 a平均的投入产出见表2,其中包括肥料、农药、柴油、聚乙烯膜和产量。

### 1.5 评价指标计算

蔬菜氮、磷、钾肥料的投入量为化肥和有机肥氮、磷、钾投入量的总和,对于同一省份或者同一栽培方式而言,每年化肥和有机肥氮、磷、钾用量直接平均求得;而对于不同省份和不同栽培方式而言,则通过加权平均求得。

活性氮损失( $\text{Nr}$ )主要为氮肥施用所导致的氧化亚氮排放、硝酸盐淋洗、氨挥发的总量<sup>[17,19]</sup>。

露地蔬菜和设施蔬菜生产系统氮肥施用导致的氧化亚氮排放、硝酸盐淋洗和氨挥发量,基于王孝忠<sup>[20]</sup>的研究,计算公式如下:

露地蔬菜:

$$\text{N}_2\text{O}(\text{kg N}_2\text{O}\cdot\text{hm}^{-2})=0.0073\times\text{N}+0.75 \quad (1)$$

$$\text{NO}_3^-(\text{kg N}\cdot\text{hm}^{-2})=0.22\times\text{N}+0.60 \quad (2)$$

$$\text{NH}_3(\text{kg N}\cdot\text{hm}^{-2})=0.084\times\text{N}+0.50 \quad (3)$$

设施蔬菜:

$$\text{N}_2\text{O}(\text{kg N}_2\text{O}\cdot\text{hm}^{-2})=0.0067\times\text{N}+1.56 \quad (4)$$

$$\text{NO}_3^-(\text{kg N}\cdot\text{hm}^{-2})=0.18\times\text{N}+5.51 \quad (5)$$

$$\text{NH}_3(\text{kg N}\cdot\text{hm}^{-2})=0.017\times\text{N}+0.38 \quad (6)$$

式中: $\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{NO}_3^-$ 和 $\text{NH}_3$ 分别为氧化亚氮直接排放、硝酸盐淋洗以及氨挥发, $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ;N为施氮量, $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。

基于生命周期评价方法,温室气体排放潜值计算依据IPCC<sup>[21]</sup>和Hauschild等<sup>[22]</sup>研究结果,其单位为 $\text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{hm}^{-2}$ ,计算公式如下:

$$\text{GHG}_{\text{总}}=\text{GHG}_{\text{肥料}}+\text{GHG}_{\text{其他}} \quad (7)$$

$$\text{GHG}_{\text{肥料}}=\text{EF}(\text{氮肥生产和运输})\times\text{氮肥用量}+\text{EF}(\text{磷肥生产和运输})\times\text{磷肥用量}+\text{EF}(\text{钾肥生产和运输})\times\text{钾肥用量}+\text{N}_2\text{O}_{\text{总}}\times44/28\times298 \quad (8)$$

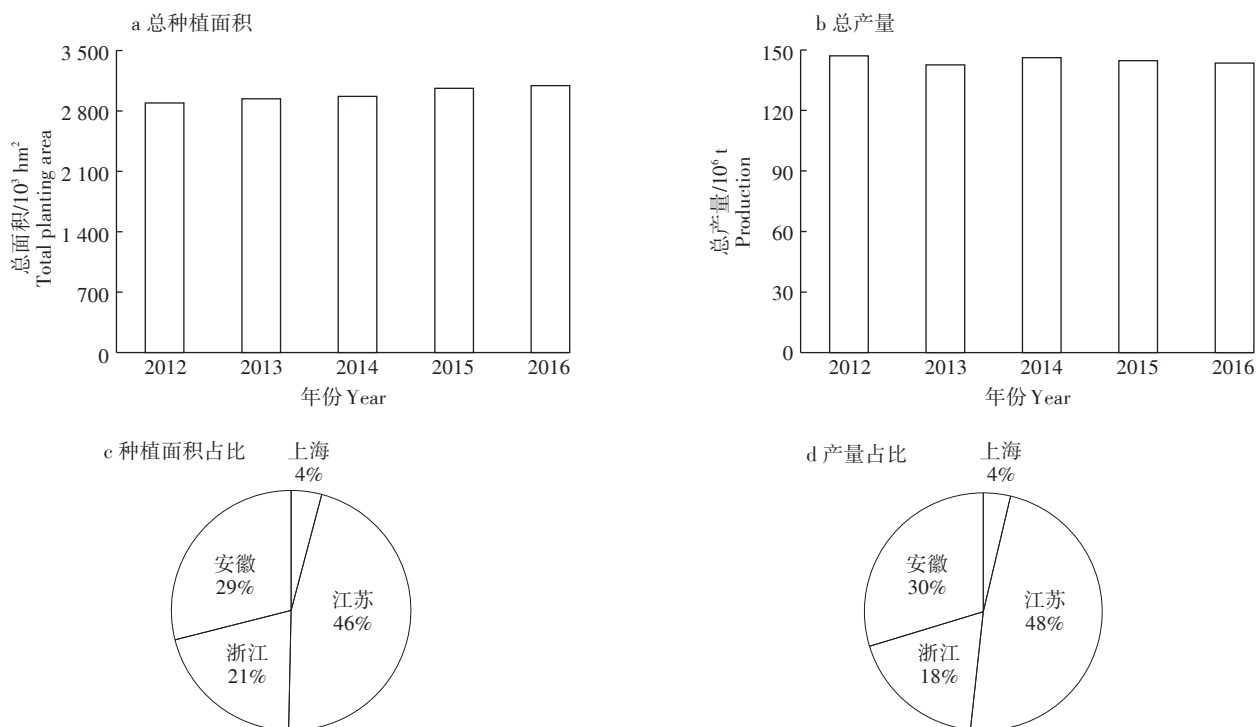


图1 不同年份蔬菜总种植面积和总产量以及不同省市5 a平均蔬菜总种植面积和产量占比

Figure 1 The total vegetable planting area and production and ratio of the total planting area and production under different provinces during 2012—2016

表2 蔬菜不同省/直辖市五年平均的投入和产出

Table 2 The average input and output during vegetable production in different provinces and municipalities during 2012—2016

| 清单<br>Inventory |                                                       |                               | 省/直辖市 Provinces and municipalities |            |             |          |
|-----------------|-------------------------------------------------------|-------------------------------|------------------------------------|------------|-------------|----------|
|                 |                                                       |                               | 上海 Shanghai                        | 江苏 Jiangsu | 浙江 Zhejiang | 安徽 Anhui |
| 输入 Input        | 肥料总量<br>Total fertilizer rate/kg·hm <sup>-2</sup>     | N                             | 357±59.8                           | 343±18.8   | 313±23.7    | 319±33.8 |
|                 |                                                       | P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> | 129±22.3                           | 180±7.6    | 237±21.0    | 174±11.0 |
|                 |                                                       | K <sub>2</sub> O              | 102±13.0                           | 189±11.6   | 222±19.5    | 165±10.7 |
|                 | 化肥用量<br>Inorganic fertilizer rate/kg·hm <sup>-2</sup> | N                             | 340±63.9                           | 306±17.7   | 282±23.8    | 279±31.5 |
|                 |                                                       | P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> | 118±22.7                           | 156±6.4    | 218±22.6    | 149±11.6 |
|                 |                                                       | K <sub>2</sub> O              | 89.9±8.1                           | 162±11.7   | 201±21.5    | 137±6.7  |
|                 | 有机肥用量<br>Organic fertilizer rate/kg·hm <sup>-2</sup>  | N                             | 17.3±15.3                          | 37.7±2.7   | 30.5±3.9    | 39.8±8.5 |
|                 |                                                       | P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> | 11.0±9.7                           | 24.0±1.7   | 19.4±2.5    | 25.4±5.4 |
|                 |                                                       | K <sub>2</sub> O              | 12.2±10.7                          | 26.5±1.9   | 21.4±2.8    | 28.0±6.0 |
|                 | 农药 Pesticide/kg·hm <sup>-2</sup>                      |                               | 2.5±0.0                            | 3.7±0.0    | 3.4±0.0     | 4.0±0.0  |
| 输出 Output       | 柴油 Diesel/kg·hm <sup>-2</sup>                         |                               | 68.6±0.0                           | 66.6±0.0   | 72.1±0.0    | 67.1±0.0 |
|                 | 聚乙烯膜 PE/kg·hm <sup>-2</sup>                           |                               | 151±13.2                           | 247±12.8   | 210±13.3    | 188±9.4  |
|                 | 产量 Yield/t·hm <sup>-2</sup>                           |                               | 43.5±3.0                           | 50.4±1.9   | 43.4±3.0    | 49.7±3.7 |

注:值为平均值±标准差。下同。  
Notes: Values are means ±SD. The same below.

$$N_2O_{总} = N_2O \text{ 直接排放量} + 1.0\% \times NH_3 \text{ 排放量} + 2.5\% \times NO_3^- - N \text{ 淋洗量}$$
 (9)

$$GHG_{其他} = \text{农药用量} \times EF(\text{农药}) + \text{柴油用量} \times EF(\text{柴油}) + \text{地膜用量} \times EF(\text{地膜}) + \text{钢材用量} \times EF(\text{钢材})$$
 (10)

式中 GHG<sub>总</sub> 为蔬菜生产温室气体排放潜值, GHG<sub>肥料</sub> 为肥料(氮、磷、钾肥料)在生产、运输和施用过程中产生的温室气体排放量, GHG<sub>其他</sub> 为除肥料外其他投入产生的温室气体排放量, 主要包括农药、柴油、地膜、棚膜、钢材在生产、运输和应用过程中所产生的排放量。N<sub>2</sub>O<sub>总</sub> 为农作阶段氮肥施用产生的 N<sub>2</sub>O 排放量, 农作阶段 N<sub>2</sub>O 排放分为直接排放和间接排放。N<sub>2</sub>O 间接排放因子为 1.0% 的 NH<sub>3</sub> 挥发和 2.5% 的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 淋洗<sup>[23]</sup>。温室气体排放潜值以 CO<sub>2</sub> 为参照物, N<sub>2</sub>O 的当量系数为 298<sup>[24]</sup>。农资阶段肥料、农药、农膜和钢材生产和运输中的温室效应指标相关排放参数 EF 如表 3 所示。

蔬菜每年活性氮损失和温室气体排放潜值为各省份活性氮损失和温室气体排放潜值的加权平均值, 比重为本年度此省份蔬菜种植面积占长三角地区蔬菜总种植面积的比例; 各省份蔬菜活性氮损失和温室气体排放潜值为本年度露地和设施蔬菜活性氮损失和温室气体排放潜值的加权平均值, 比重为露地和设施蔬菜面积占本年度总面积的比例; 各省份露地或设施蔬菜活性氮损失和温室气体排放潜值为对应省份

各蔬菜活性氮损失和温室气体排放潜值的平均值; 露地或设施蔬菜每年活性氮损失和温室气体排放潜值为各省份露地或设施蔬菜活性氮损失和温室气体排放潜值的加权平均值, 比重为各省份露地或设施蔬菜种植面积占总露地或设施蔬菜种植面积的比例。

2 结果与分析

2.1 不同年份的资源投入与环境指标评价

2.1.1 肥料用量与产量

在肥料用量和产量方面, 5 a 平均的氮、磷、钾肥料投入量和产量分别为 330、187、185 kg·hm<sup>-2</sup> 和 48.5 t·hm<sup>-2</sup>。2015 年, 由于国家化肥零增长政策的提出, 肥料投入量开始下降。不同年份间氮、磷、钾肥料投入量存在显著差异, 2015 年总氮、磷和钾肥投入量最低, 分别

表3 温室气体排放参数来源

Table 3 Sources of greenhouse gas emission parameters

| 项目<br>Item | 单位<br>Unit                       | 温室效应<br>Global warming/kg CO <sub>2</sub> -eq·unit <sup>-1</sup> | 参考文献<br>References |
|------------|----------------------------------|------------------------------------------------------------------|--------------------|
| 柴油         | L                                | 3.75                                                             | [25-26]            |
| 氮肥生产和运输    | kg N                             | 8.3                                                              | [27-28]            |
| 磷肥生产和运输    | kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> | 0.79                                                             | [29-30]            |
| 钾肥生产和运输    | kg K <sub>2</sub> O              | 0.55                                                             | [29-30]            |
| 农药         | kg                               | 19.1                                                             | [25, 29]           |
| 钢材         | kg                               | 2.27                                                             | [2, 30]            |
| 薄膜         | kg                               | 0.1                                                              | [31]               |

为307、179、178 kg·hm<sup>-2</sup>,与其他年份相比,氮、磷和钾肥分别低6.0%~11.3%、4.0%~7.7%和2.2%~6.8%(图2a、图2b、图2c)。其中化肥是主要的肥料来源,5 a平均化肥氮、磷、钾投入量分别达到了总氮、磷、钾肥料投入量的89%、88%和86%。与2012年(50.9 t·hm<sup>-2</sup>)相比,2016年蔬菜单产下降了8.8%(图2d)。因为长三角地区蔬菜总种植面积不断增长,所以在单产稍微降低的情况下总产量才能保持相对稳定(图1a、图1b)。

### 2.1.2 活性氮损失与温室气体排放

近5 a蔬菜活性氮损失与温室气体排放潜值先增加而后降低然后再升高。5 a平均的活性氮损失为103 kg N·hm<sup>-2</sup>,温室气体排放潜值为5 930 kg CO<sub>2</sub>-eq·hm<sup>-2</sup>,其中2015年活性氮损失和温室气体排放潜值最低,分别为95.0 kg N·hm<sup>-2</sup>和5 618 kg CO<sub>2</sub>-eq·hm<sup>-2</sup>;分别较其他年份低6.5%~12.3%和3.5%~9.0%(图3a、图3b)。在5 a平均活性氮损失中,硝酸盐淋洗所占比例较大,约为75.4%,N<sub>2</sub>O排放和NH<sub>3</sub>挥发分别约占活性氮损失的3.2%和21.4%(图3a);在5 a平均温室气体排放中,肥料是最大贡献因素,贡献率为87.9%,其中由氮肥产生的占84.2%,农资-肥料和农

作-肥料贡献率为44.9%和43.0%,而农资-其他和农作-其他为7.8%和4.3%(图3b)。

## 2.2 不同栽培类型的资源投入与环境指标评价

### 2.2.1 肥料投入与产量

设施蔬菜具有高投入高产出的特点,单位面积5 a平均的氮、磷、钾肥料投入量分别为422、252、259 kg·hm<sup>-2</sup>,分别比露地蔬菜高38.3%、48.4%、57.3%(图4a、图4b、图4c);同时,设施蔬菜5 a平均产量为60 t·hm<sup>-2</sup>,高于露地蔬菜32.9%(图4d)。2016年与2012年相比,露地蔬菜的产量略微下降了10%;而设施蔬菜的产量基本保持稳定,在60 t·hm<sup>-2</sup>左右。

### 2.2.2 活性氮损失和温室气体排放

不同栽培方式下的环境代价差异显著。露地蔬菜5 a平均的活性氮损失和温室气体排放潜值分别为106 kg N·hm<sup>-2</sup>和5 157 kg CO<sub>2</sub>-eq·hm<sup>-2</sup>;设施蔬菜为93.4 kg N·hm<sup>-2</sup>和8 760 kg CO<sub>2</sub>-eq·hm<sup>-2</sup>。露地蔬菜的5 a平均温室气体排放潜值比设施蔬菜低41.1%(图5a、图5b)。这主要是因为露地蔬菜氮肥投入量较低,比设施蔬菜低了38.3%(图4a)。5 a平均活性氮损失设施蔬菜比露地蔬菜低11.6%,其中在氨挥发方

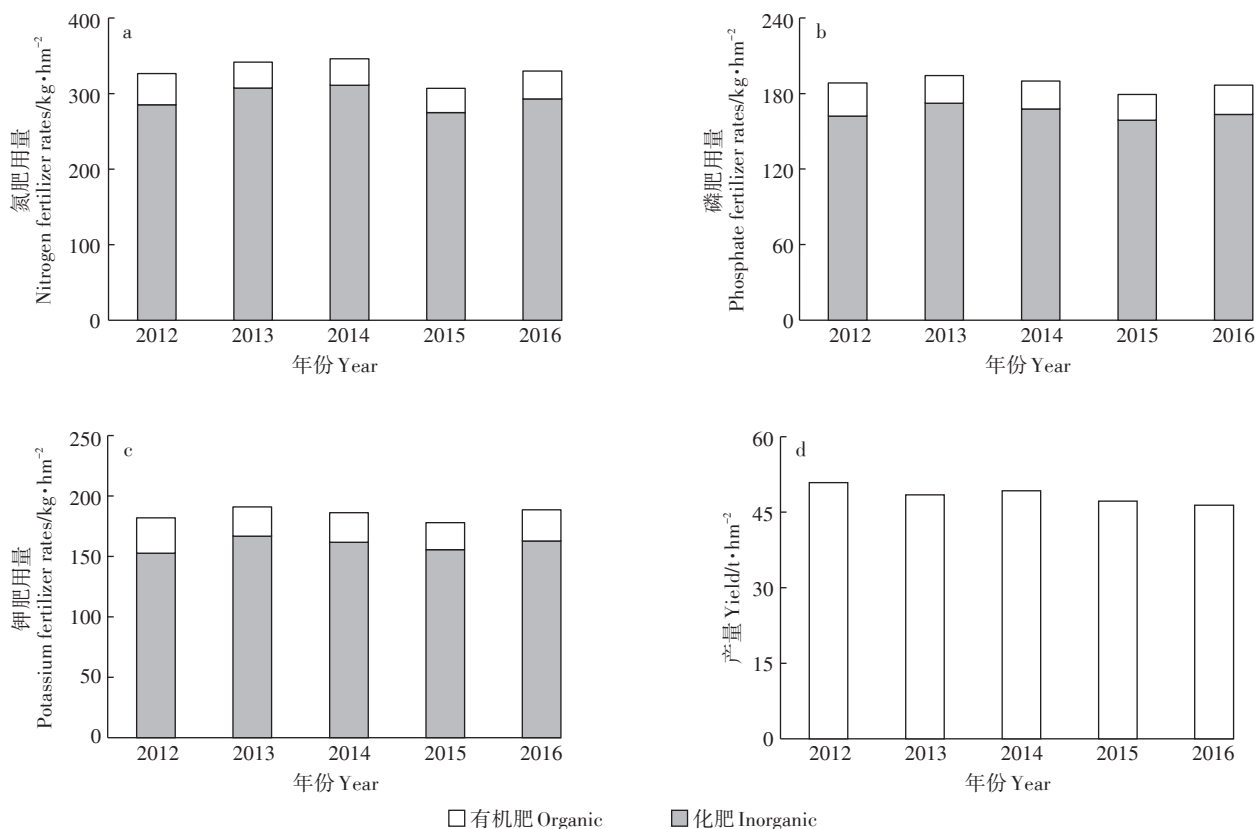


图2 单位面积上蔬菜不同年份的肥料投入和产量

Figure 2 Fertilizer input and yield per hectare in different years of vegetables

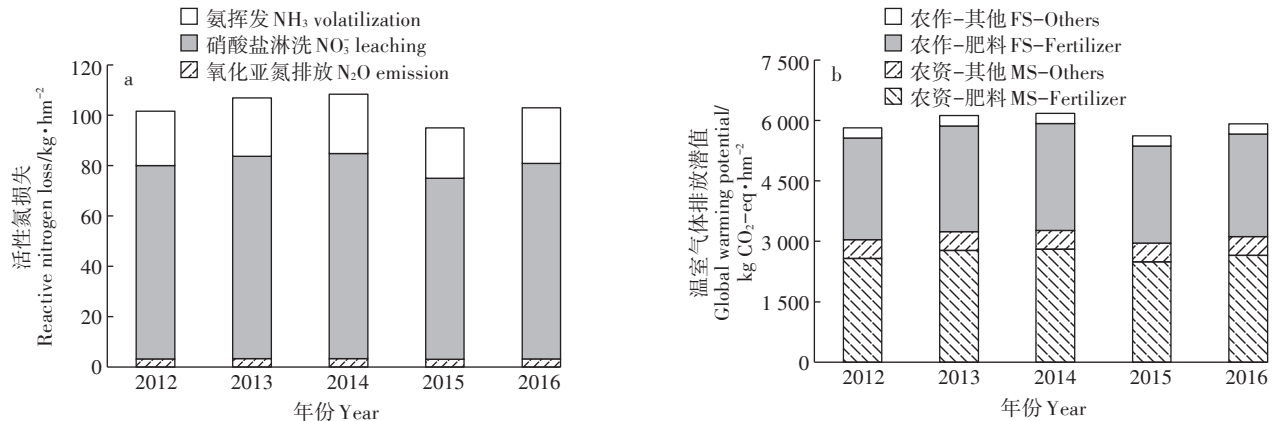


图3 单位面积上蔬菜不同年份的活性氮损失和温室气体排放潜值

Figure 3 Reactive nitrogen loss and greenhouse gas emission on per hectare basis of vegetables production in different years

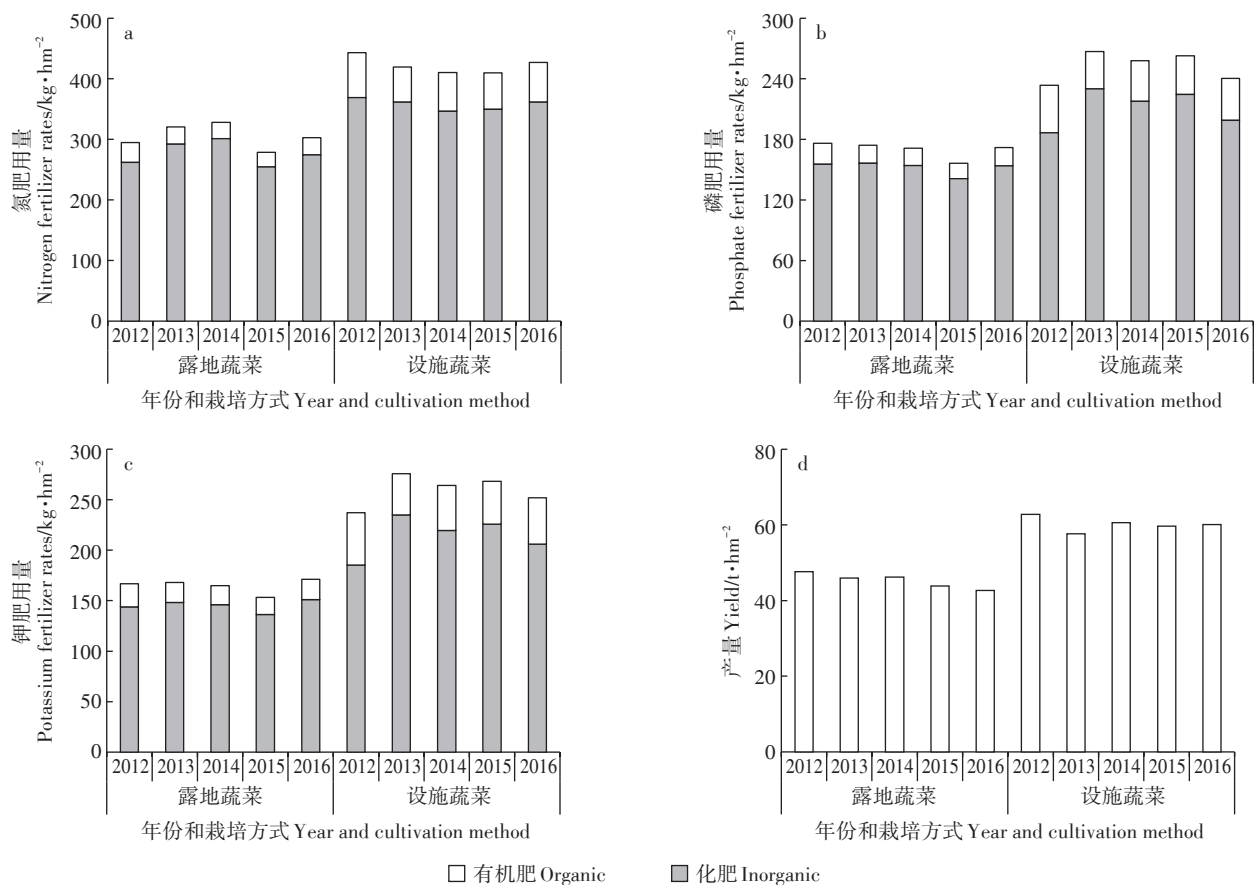


图4 单位面积蔬菜不同年份不同栽培方式下肥料投入和产量

Figure 4 Fertilizer input and yield on per hectare basis of vegetables production in different years and different cultivation methods

面,露地蔬菜比设施蔬菜高245%,而在硝酸盐淋洗和氧化亚氮排放方面分别低6.0%和32.3%(图5a)。

### 2.3 不同省市5 a 平均的资源投入与环境指标评价

#### 2.3.1 肥料投入与产量

不同省市5 a 平均的总肥料投入量均很高,且不

同省份间存在一定差异,其中总氮肥投入量浙江最低( $313 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ),较其他省份低1.9%~12.3%;总磷肥和钾肥投入量上海最低( $129 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $102 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ),分别较其他省份低25.9%~45.6%和38.3%~54.0%;5 a 年的平均产量为浙江最低( $43.4 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ),较其他省份

低0.02%~13.9%(表2)。

### 2.3.2 活性氮损失与温室气体排放

不同省市5 a平均环境代价差异显著。浙江活性氮损失最低,为 $97.3 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ ,比其他省份低2.8%~13.7%;安徽温室气体排放潜值最低,为 $5708 \text{ kg CO}_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$ ,比其他省份低了1.4%~10.7%(图6a、图6b)。浙江低活性氮损失主要是由于氮肥投入量较低,比其他省份低了1.9%~12.3%(表2)。而浙江和安徽氮肥施用量无显著差异,温室气体排放潜值安徽低于浙江的原因主要是安徽磷肥和钾肥分别比浙江低26.6%和25.7%(表2),而磷肥和钾肥在生产和运输方面也会产生一部分温室气体。

## 2.4 不同省市不同栽培方式下5 a平均资源投入与环境指标评价

### 2.4.1 肥料投入与产量

如表4所示,露地和设施蔬菜中不同省市5 a平均氮、磷和钾肥料的投入量均有明显差异。总氮肥投入量:露地蔬菜为上海>江苏>安徽>浙江,设施蔬菜为浙江>江苏>安徽>上海;总磷肥投入量:露地蔬菜为浙江>江苏>安徽>上海,设施蔬菜为浙江>安徽>江苏>上海;总钾肥投入量:露地蔬菜为浙江>江苏>安徽>上海;设施蔬菜为江苏>安徽>浙江>上海;5 a平均产量:露地蔬菜为江苏>安徽>浙江>上海,设施蔬菜为安徽>江苏>上海>浙江。

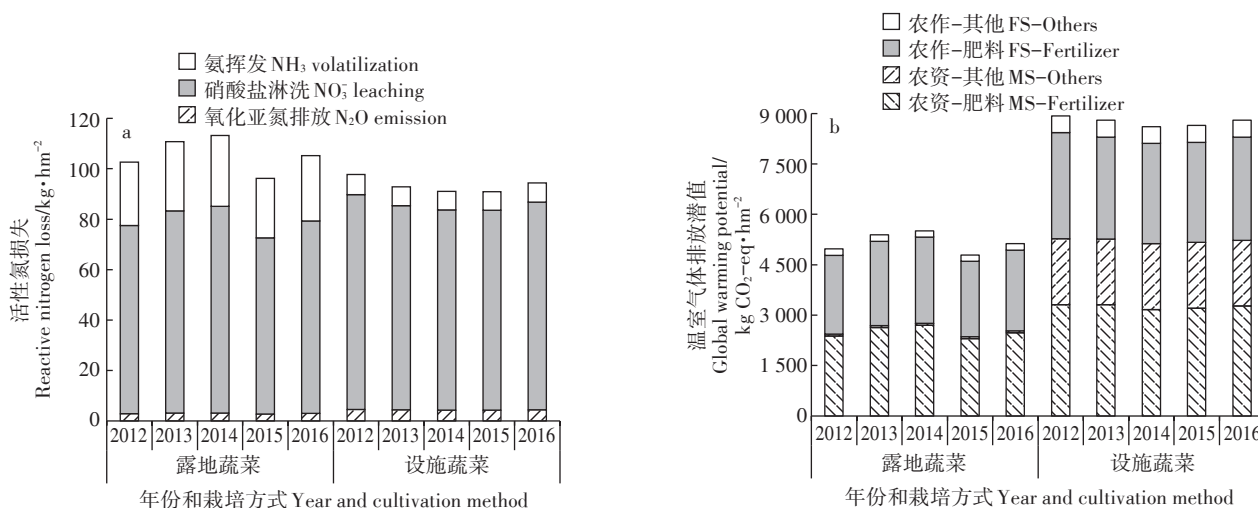


图5 单位面积蔬菜不同年份不同栽培方式下活性氮损失和温室气体排放潜值

Figure 5 Reactive nitrogen loss and greenhouse gas emission on per hectare basis of vegetable production in different years and different cultivation methods

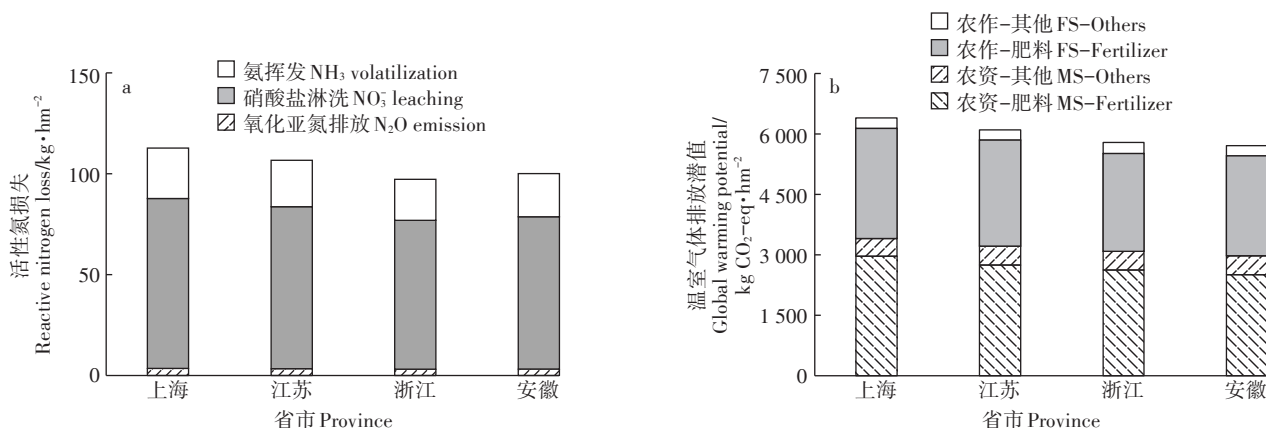


图6 单位面积蔬菜生产不同省市5 a平均活性氮损失和温室气体排放潜值

Figure 6 The average reactive nitrogen loss and greenhouse gas emission on per hectare basis of vegetables in five years in different provinces

2.4.2 活性氮损失和温室气体排放

无论是露地还是设施蔬菜,不同省市间5 a平均活性氮损失和温室气体排放均存在显著差异。露地蔬菜中活性氮损失和温室气体排放潜值浙江最低,分别为97.1 kg N·hm<sup>-2</sup>和4 836 kg CO<sub>2</sub>-eq·hm<sup>-2</sup>,与其他省市相比,分别低了5.6%~19.4%和3.1%~17.7%。设施蔬菜中活性氮损失和温室气体排放潜值上海最低,分别为84.6 kg N·hm<sup>-2</sup>和8 292 kg CO<sub>2</sub>-eq·hm<sup>-2</sup>,与其他省份相比,分别低了5.8%~13.5%和0.6%~10.5%(图7a、图7b)。露地蔬菜中浙江和设施蔬菜中上海低的环境代价主要因为低的氮肥投入,氮肥投入分别低了6.1%~21.3%和6.2%~14.5%(表4)。

3 讨论

长三角地区蔬菜生产5 a平均活性氮损失为103 kg N·hm<sup>-2</sup>,温室气体排放潜值为5 930 kg CO<sub>2</sub>-eq·hm<sup>-2</sup>。其温室气体排放潜值显著高出相同系统边界的小麦和玉米60.0%和33.7%<sup>[2]</sup>。导致此差异产生的主要原因在于蔬菜生产过高的肥料投入,尤其是氮肥用量。本研究表明氮肥是温室气体排放主要的贡献因子,其中84.2%来自于氮肥,这与前人的研究结果类似<sup>[32-35]</sup>。5 a平均氮肥投入量为330 kg·hm<sup>-2</sup>,比我国小麦和玉米的氮肥投入量高16.2%和44.1%<sup>[36]</sup>;同时也比全国蔬菜生产的氮肥养分推荐量高13.8%<sup>[37]</sup>。

表4 蔬菜不同省市间不同栽培方式下5 a平均的肥料投入和产量

Table 4 The average fertilizer inupt and yield of vegetables in five years under different cultivation methods and different provinces

| 清单<br>Inventory                                    |                               | 露地蔬菜 Open-field vegetables |               |                |             | 设施蔬菜 Greenhouse vegetables |               |                |             |
|----------------------------------------------------|-------------------------------|----------------------------|---------------|----------------|-------------|----------------------------|---------------|----------------|-------------|
|                                                    |                               | 上海<br>Shanghai             | 江苏<br>Jiangsu | 浙江<br>Zhejiang | 安徽<br>Anhui | 上海<br>Shanghai             | 江苏<br>Jiangsu | 浙江<br>Zhejiang | 安徽<br>Anhui |
| 肥料总量 Total fertilizer rate/kg·hm <sup>-2</sup>     | N                             | 352±77.0                   | 320±27.3      | 277±28.0       | 295±40.5    | 379±48.4                   | 427±29.0      | 443±11.8       | 404±21.1    |
|                                                    | P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> | 112±23.0                   | 164±13.0      | 217±23.4       | 155±11.1    | 193±20.8                   | 237±27.3      | 314±28.2       | 242±25.9    |
|                                                    | K <sub>2</sub> O              | 89.3±14.8                  | 161±9.9       | 218±23.1       | 143±5.4     | 149±14.8                   | 289±46.9      | 235±21.5       | 245±41.7    |
| 化肥用量 Inorganic fertilizer rate/kg·hm <sup>-2</sup> | N                             | 340±78.7                   | 290±26.6      | 250±30.7       | 266±39.1    | 343±46.7                   | 362±26.4      | 398±13.5       | 324±31.8    |
|                                                    | P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> | 104±21.7                   | 145±11.4      | 200±26.6       | 137±11.4    | 170±27.2                   | 195±29.2      | 285±29.3       | 191±25.0    |
|                                                    | K <sub>2</sub> O              | 80.7±9.4                   | 140±8.3       | 200±26.6       | 123±4.0     | 124±10.0                   | 243±48.8      | 204±21.0       | 189±29.8    |
| 有机肥用量 Organic fertilizer rate/kg·hm <sup>-2</sup>  | N                             | 12.2±17.5                  | 30.1±2.8      | 26.5±6.5       | 28.8±6.5    | 36.0±12.5                  | 65.5±3.1      | 45.0±8.9       | 80.3±19.7   |
|                                                    | P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> | 7.8±11.1                   | 19.1±1.8      | 16.9±4.1       | 18.3±4.2    | 22.9±7.9                   | 41.7±2.0      | 28.7±5.6       | 51.1±12.5   |
|                                                    | K <sub>2</sub> O              | 8.6±12.3                   | 21.1±1.9      | 18.6±4.6       | 20.3±4.6    | 25.3±8.8                   | 46.0±2.2      | 31.6±6.2       | 56.4±13.8   |
| 产量 Yield/t·hm <sup>-2</sup>                        |                               | 40.1±4.2                   | 47.5±2.8      | 41.1±3.5       | 45.4±3.1    | 55.6±2.5                   | 60.9±3.7      | 51.9±3.5       | 65.7±6.5    |

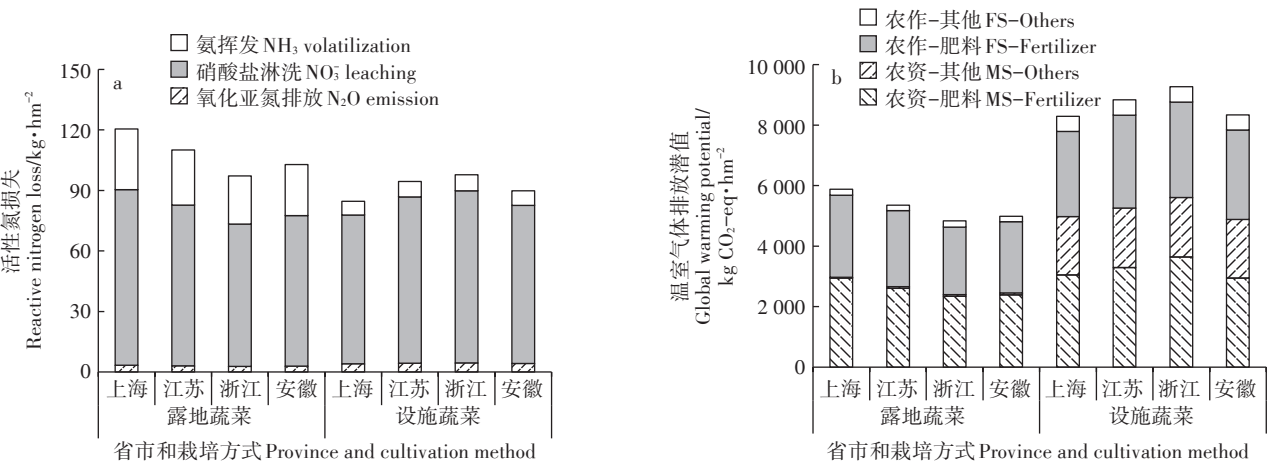


图7 单位面积上蔬菜不同省市不同栽培方式下5 a平均的活性氮损失与温室气体排放潜值

Figure 7 The average reactive nitrogen loss and greenhouse gas emission on per hectare basis of vegetable production in five years under different cultivation methods and different provinces

由于大部分蔬菜根系较浅<sup>[38-39]</sup>、对于养分和水分的吸收能力弱、需肥量大、复种指数高、经济价值高,农户为了追求高产,盲目过量地投入氮肥,就会导致氮肥利用率降低,造成大量的活性氮损失和温室气体排放<sup>[4,19,40]</sup>,所以长三角地区蔬菜生产存在着很大的节肥与减排潜力。

单位面积5 a平均温室气体排放潜值露地蔬菜比设施蔬菜低41.1%。主要原因:一方面,露地蔬菜氮肥用量比设施蔬菜低27.7%,因为设施茄果类蔬菜多在反季节种植,环境温度低,生育周期长,所以其需肥量较高<sup>[19]</sup>。而在施氮量较高的条件下,设施蔬菜相比露地蔬菜较高的周年平均温度和土壤湿度又会刺激土壤微生物的硝化/反硝化过程,产生更多的温室气体氧化亚氮<sup>[41]</sup>。另一方面,设施蔬菜生产中钢材和棚膜的生产和运输也是温室气体排放的重要来源<sup>[31,42]</sup>。本研究中由其产生的温室气体占设施蔬菜生产5 a平均的22.4%,因此想要从这方面减轻温室气体的排放,节约耗材,延长钢材和棚膜的使用寿命最为有效。

本研究发现蔬菜生产的活性氮损失和温室气体排放也会随时间和空间的变化而变化,这与前人的研究结果相符<sup>[33,43]</sup>。长三角地区2015年活性氮损失和温室气体排放潜值最低,分别较其他年份低6.5%~12.3%和3.5%~9.0%,这主要是由于2015年投入的氮肥比其他年份低6.0%~11.3%;同时,不同地区之间的活性氮损失和温室气体排放潜值差异较大,5 a平均活性氮损失浙江最低,温室气体排放潜值安徽最低,浙江低的活性氮损失主要是因为比其他省份氮肥投入低,而浙江和安徽氮肥施用量无显著差异,温室气体排放潜值安徽低于浙江的原因主要是安徽磷肥和钾肥比浙江低,而磷肥和钾肥在生产和运输方面也会产生一部分温室气体。

综上所述,长三角地区蔬菜生产活性氮损失和温室气体排放较大,为实现该地区蔬菜生产的绿色发展,主要可以采取以下减排措施:一是减少氮肥投入,氮肥是温室气体排放的主要贡献因子,其投入量和温室气体排放呈现一定的正相关关系<sup>[25,31]</sup>,长三角地区蔬菜生产氮肥投入量远高于蔬菜生长需求,因此通过减少氮肥的施用量不仅可以降低农民投入成本,获得更大的经济效益,还可以达到显著减少蔬菜生产温室气体排放的目的<sup>[44]</sup>;二是施用增效氮肥,已有研究表明,增效氮肥可以有效提高氮肥的利用率,降低活性氮的损失,比如添加硝化抑制剂,使用控释氮肥等<sup>[45]</sup>。

## 4 结论

(1)长三角地区蔬菜生产的活性氮损失和温室气体排放潜值较高,主要是高的肥料投入,尤其是较高的氮肥投入导致的。

(2)不同栽培措施中,5 a平均温室气体排放潜值露地蔬菜比设施蔬菜低,活性氮损失设施蔬菜比露地蔬菜低;不同年份中,2015年活性氮损失和温室气体排放潜值最低;不同地区中,5 a平均活性氮损失和温室气体排放潜值浙江和安徽低于江苏和上海。

(3)蔬菜生产应根据地区的气候特征、土壤类型和蔬菜养分需求进行田间管理。优化氮肥用量是提高蔬菜产量,降低活性氮损失和温室气体排放的重要措施。

## 参考文献:

- [1] 国家统计局. 中国农业年鉴[M]. 北京:中国统计出版社, 2017.  
National Bureau of Statistics. China agricultural statistical yearbook [M]. Beijing: China Statistics Press, 2017.
- [2] Chen X P, Cui Z L, Fan M S, et al. Producing more grain with lower environmental costs[J]. *Nature*, 2014, 514(7523): 486-489.
- [3] 黄绍文, 唐继伟, 李春花, 等. 我国蔬菜化肥减施潜力与科学施用对策[J]. 植物营养与肥料学报, 2017, 23(6): 1480-1493.  
HUANG Shao-wen, TANG Ji-wei, LI Chun-hua, et al. Reducing potential of chemical fertilizers and scientific fertilization countermeasure in vegetable production in China[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2017, 23(6): 1480-1493.
- [4] Diao T T, Xie L Y, Guo L P, et al. Measurements of N<sub>2</sub>O emissions from different vegetable fields on the North China Plain[J]. *Atmospheric Environment*, 2013, 72: 70-76.
- [5] Ti C P, Luo Y X, Yan X Y. Characteristics of nitrogen balance in open-air and greenhouse vegetable cropping systems of China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(23): 18508-18518.
- [6] Zhou J Y, Gu B J, Schlesinger W H, et al. Significant accumulation of nitrate in Chinese semi-humid croplands[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6(1): 25088.
- [7] Wang X Z, Zou C Q, Gao X P, et al. Nitrous oxide emissions in Chinese vegetable systems: A meta-analysis[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 239: 375-383.
- [8] Wang X Z, Zou C Q, Gao X P, et al. Nitrate leaching from open-field and greenhouse vegetable systems in China: A meta-analysis[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(31): 31007-31016.
- [9] Hellweg S, Canals L M I. Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment[J]. *Science*, 2014, 344(6188): 1109-1113.
- [10] Khoshnevisan B, Rafiee S, Omid M, et al. Environmental impact assessment of tomato and cucumber cultivation in greenhouses using

- life cycle assessment and adaptive neuro-fuzzy inference system[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2014, 73(3):183-192.
- [11] 胡 亮, 文礼章, 彭云鹏, 等. 不同蔬菜品种生产效益和碳效益评价[J]. 农业资源与环境学报, 2016, 33(1):92-101.
- HU Liang, WEN Li-zhang, PENG Yun-peng, et al. Evaluation of production and carbon benefit of different vegetables[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2016, 33(1):92-101.
- [12] 郭金花. 典型设施蔬菜生产系统水肥、农药投入及环境影响的生命周期评价[D]. 北京: 中国农业大学, 2016:55-73.
- GUO Jin-hua. Input of irrigation water, fertilizer, pesticides to and life cycle assessment of environmental impacts from typical greenhouse vegetable production systems in China[D]. Beijing: China Agricultural University, 2016:55-73.
- [13] 王占彪, 王 猛, 陈 阜. 华北平原作物生产碳足迹分析[J]. 中国农业科学, 2015, 48(1):83-92.
- WANG Zhan-biao, WANG Meng, CHEN Fu. Carbon footprint analysis of crop production in North China Plain[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2015, 48(1):83-92.
- [14] 郭世荣, 孙 锦, 束 胜, 等. 我国设施园艺概况及发展趋势[J]. 中国蔬菜, 2012(18):1-14.
- GUO Shi-rong, SUN Jin, SHU Sheng, et al. Analysis of general situation, characteristics, existing problems and development trend of protected horticulture in China[J]. *China Vegetables*, 2012(18):1-14.
- [15] 国家发展和改革委员会价格司. 全国农产品成本收益资料汇编(2012—2016)[M]. 北京: 中国统计出版社, 2013—2017.
- National Development and Reform Commission of China. China agricultural products cost-benefit yearbooks (2012—2016)[M]. Beijing: China Statistic Press, 2013—2017.
- [16] 罗 巍. 2015年全国露地蔬菜农药施用大数据分析[D]. 杭州: 浙江大学, 2016:23-38.
- LUO Wei. Big data analysis of the national using structure of pesticides on field vegetables in 2015[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2016:23-38.
- [17] Wang X Z, Liu B, Wu G, et al. Environmental costs and mitigation potential in plastic-greenhouse pepper production system in China: A life cycle assessment[J]. *Agricultural Systems*, 2018, 167:186-194.
- [18] Chang J, Wu X, Liu A Q, et al. Assessment of net ecosystem services of plastic greenhouse vegetable cultivation in China[J]. *Ecological Economics*, 2011, 70(4):740-748.
- [19] Wang X Z, Zou C Q, Zhang Y Q, et al. Environmental impacts of pepper (*Capsicum annuum* L.) production affected by nutrient management: A case study in southwest China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 171:934-943.
- [20] 王孝忠. 我国蔬菜生产的环境代价、减排潜力与调控途径: 以辣椒为例[D]. 北京: 中国农业大学, 2018:92-106.
- WANG Xiao-zhong. Environmental impacts, mitigation potentials and management approaches in Chinese vegetable production system: Pepper as a case[D]. Beijing: China Agricultural University, 2018:92-106.
- [21] IPCC. Climate change 2014: Impacts, adaptation and vulnerability: Regional aspects[M]. Cambridge University Press, 2014.
- [22] Hauschild M, Wenzel H. Environmental assessment of products, scientific background[M]. Chapman and Hall, London, 1998, 2:565.
- [23] Nemecek T, Richthofen J S V, Dubois G, et al. Environmental impacts of introducing grain legumes into European crop rotations[J]. *European Journal of Agronomy*, 2008, 28(3):380-393.
- [24] Forster P, Ramaswamy V, Artaxo P, et al. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing[M]//Solomon S, Qin D, Manning M, et al. Climate change 2007: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge: Cambridge University Press, 2007:130-234.
- [25] Cui Z L, Yue S C, Wang G L, et al. In-season root-zone N management for mitigating greenhouse gas emission and reactive N losses in intensive wheat production[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(11):6015-6022.
- [26] Pishgar-Komleh S H, Omid M, Heidari M D. On the study of energy use and GHG (greenhouse gas) emissions in greenhouse cucumber production in Yazd Province[J]. *Energy*, 2013, 59(1):63-71.
- [27] Zhang W F, Dou Z X, He P, et al. New technologies reduce greenhouse gas emissions from nitrogenous fertilizer in China[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 110:8375-8380.
- [28] 岳善超. 小麦玉米高产体系氮肥优化管理[D]. 北京: 中国农业大学, 2013:80.
- YUE Shan-chao. Optimum nitrogen management for high-yielding wheat and maize cropping system[D]. Beijing: China Agricultural University, 2013:80.
- [29] Clark S, Khoshnevisan B, Sefeedpari P. Energy efficiency and greenhouse gas emissions during transition to organic and reduced-input practices: Student farm case study[J]. *Ecological Energy*, 2016, 88:186-194.
- [30] Tian Y, Zhu Q, Geng Y. An analysis of energy-related greenhouse gas emissions in the Chinese iron and steel industry[J]. *Energy Policy*, 2013, 56:352-361.
- [31] He X Q, Qiao Y H, Liu Y X, et al. Environmental impact assessment of organic and conventional tomato production in urban greenhouses of Beijing City, China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 134:251-258.
- [32] Hillier J, Hawes C, Squire G, et al. The carbon footprints of food crop production[J]. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 2009, 7(2):107-118.
- [33] Cheng K, Pan G X, Smith P, et al. Carbon footprint of China's crop production: An estimation using agro-statistics data over 1993-2007[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2011, 142(3/4):231-237.
- [34] Yan M, Cheng K, Luo T, et al. Carbon footprint of grain crop production in China - based on farm survey data[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 104:130-138.
- [35] 陈 琳, 闫 明, 潘根兴. 南京地区大棚蔬菜生产的碳足迹调查分析[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(9):1791-1796.
- CHEN Lin, YAN Ming, PAN Gen-xing. Evaluation of the carbon footprint of greenhouse vegetable production based on questionnaire sur-

- vey from Nanjing, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(9):1791-1796.
- [36] Cui Z L, Wang G L, Yue S C, et al. Closing the N-Use efficiency gap to achieve food and environmental security[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(10):5780-5787.
- [37] 刘晓永. 中国农业生产中的养分平衡与需求研究[D]. 北京:中国农业科学院, 2018:128-137.
- LIU Xiao-yong. Study on nutrients balance and requirement in agricultural production in China[D]. Beijing:Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2018:128-137.
- [38] Weaver J E, Bruner W E. Root development of vegetable crops[J]. *Nature*, 1928, 121(3037):53.
- [39] Brumm I, Schenk M. Influence of nitrogen supply on the occurrence of calcium deficiency in field grown lettuce[J]. *Acta Horticulturae*, 1993, 228(7):63-135.
- [40] 武良, 张卫峰, 陈新平, 等. 中国农田氮肥投入和生产效率[J]. 中国土壤与肥料, 2016(4):76-83.
- WU Liang, ZHANG Wei-feng, CHEN Xin-ping, et al. Nitrogen fertilizer input and nitrogen use efficiency in Chinese farmland[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2016(4):76-83.
- [41] Yao Z X, Liu C Y, Dong H B, et al. Annual nitric and nitrous oxide fluxes from Chinese subtropical plastic greenhouse and conventional vegetable cultivations[J]. *Environmental Pollution*, 2015, 196:89-97.
- [42] Tian Y, Zhu Q H, Geng Y. An analysis of energy-related greenhouse gas emissions in the Chinese iron and steel industry[J]. *Energy Policy*, 2013, 56:352-361.
- [43] Liu W W, Zhang G, Wang X K, et al. Carbon footprint of main crop production in China: Magnitude, spatial-temporal pattern and attribution[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 645:1296-1308.
- [44] 邱伟红, 刘金山, 胡承孝, 等. 不同施氮水平对菜地土壤 $N_2O$ 排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(11):2238-2243.
- QIU Wei-hong, LIU Jin-shan, HU Cheng-xiao, et al. Effects of nitrogen application rates on nitrous oxide emission from a typical intensive vegetable cropping system[J]. *Journal of Agro-Environment science*, 2010, 29(11):2238-2243.
- [45] Li T Y, Zhang W F, Yin J, et al. Enhanced-efficiency fertilizers are not a panacea for resolving the nitrogen problem[J]. *Global Change Biology*, 2017, 24(2):e511-e521.