

引用格式:张翠玲, 强文丽, 牛叔文, 等. 基于多目标的中国食物消费结构优化[J]. 资源科学, 2021, 43(6): 1140-1152. [Zhang C L, Qiang W L, Niu S W, et al. Options of Chinese dietary pattern based on multi-objective optimization[J]. Resources Science, 2021, 43(6): 1140-1152.] DOI: 10.18402/resci.2021.06.07

基于多目标的中国食物消费结构优化

张翠玲¹, 强文丽¹, 牛叔文^{1,2}, 王 睿³, 张 赫³, 成升魁⁴, 李 凡¹

(1. 兰州大学资源环境学院, 兰州 730000; 2. 西部环境教育部重点实验室, 兰州 730000; 3. 天津大学建筑学院, 天津 300072; 4. 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101)

摘要:随着食物生产及消费系统的变革, 可持续的食物消费已成为全球关注的焦点议题。1978—2017年中国人均食物消费结构发生显著变化, 导致人均食物消费的水资源消耗量、耕地资源需求量和温室气体排放量均呈增加趋势。因此, 本文利用多目标规划方法, 在满足膳食营养需求的基础上, 探讨经济及资源环境成本最小的食物消费结构。研究结果表明: ①在仅考虑热量、蛋白质及脂肪等宏量营养素约束时, 得到的食物消费结构较为单一, 而加入微量营养素约束时, 食物结构多样性显著增加, 但食物消费比例仍需优化; 在营养组成和食物结构双重约束下所得的食物类别及消费量均趋于合理。②优化的食物消费结构与中国当前消费相比, 畜禽肉类在热量和蛋白质供给中的比重显著下降, 豆与坚果类和奶类在蛋白质供给中的比重增加。③与中国当前及其他典型食物消费结构相比, 优化的食物消费结构在满足营养的基础上, 经济及资源环境成本均较低, 表明该优化结构满足可持续食物消费的目标。④优化的食物消费结构将使中国人均食物消费的水资源消耗量、耕地资源消耗量、温室气体排放量将分别减少 312.2 m³/年、256.0 m²/年、425.1 kg/年。中国的现状是农业资源日益稀缺, 通过倡导合理的膳食结构, 不仅能够有效减轻资源环境压力, 而且对食物消费引发的各类健康隐患具有改善意义。

关键词: 食品安全; 经济成本; 资源环境成本; 可持续消费; 食物消费结构优化; 中国

DOI: 10.18402/resci.2021.06.07

1 引言

食物消费是连接环境可持续发展与人类营养健康的纽带^[1], 联合国粮农组织(FAO)的可持续食物消费定义包含4个方面: 营养充足、资源环境影响最小、文化可接受和经济可负担^[2]。因此, 如何在满足营养需求的基础上实现食物供给的环境影响最小化成为食物可持续消费的重要议题。食物生产是全球环境变化的主要原因之一: 全球农业生产占用35%的陆地面积, 消耗70%的地表水和地下水资源, 排放温室气体占比为15%~35%, 农业化学品的使用造成水体污染^[3,4]。近年来, 收入增长和城镇化导致全球食物消费向高糖、高热量、高油脂转变, 这一趋势将使2050年全球农业生产扩张引起的温室

气体排放量增加80%, 同时造成全球森林面积减少等诸多问题^[1]。

随着社会经济的发展和人均收入水平的提升, 中国居民食物消费结构发生着巨大变化。主要表现为谷物消费量逐年下降, 动物性食物和油脂摄入量逐年增多^[5,6]。一方面, 食物消费结构的转变导致农业资源环境的压力随之增加, 尤其是动物性食物消费结构的小幅度变化就会对农业资源需求产生较大影响^[7], 从而加剧中国生态环境脆弱性^[8], 同时造成耕地资源与水资源需求量和对外依存度逐年增加^[9,10]。另一方面, 不合理的食物消费结构引发了各类健康隐患^[11], 导致营养不良与肥胖症、心血管疾病等发病率上升^[12-15]。因此, 食物消费结构转变

收稿日期: 2020-07-02 修订日期: 2020-10-20

基金项目: 国家重点研发计划项目(2018YFC0704701); 国家自然科学基金项目(41801192)。

作者简介: 张翠玲, 女, 陕西延安人, 硕士研究生, 研究方向为粮食安全与资源环境管理等。E-mail: zhangcl18@lzu.edu.cn

通讯作者: 强文丽, 女, 甘肃白银人, 博士, 副教授, 研究方向为可持续食物系统及其资源环境效应。E-mail: qiangwl@lzu.edu.cn

2021年6月

是新时代中国可持续发展面临的挑战,探讨资源环境与营养健康可持续的食物消费结构,不仅能够有效减轻资源环境压力,而且对居民营养与健康具有重要意义。

食物消费的营养、经济成本、资源环境成本与食物消费结构密切相关^[1,3,7,16]。食物消费结构是指膳食中各类食物的品种、数量和比例,其形成受一个国家或地区人口、资源、饮食习惯、文化传统等多种因素的影响^[16-19]。根据食物来源不同,食物消费结构一般可分为3种类型^[20]:动物性食物为主型,常见于欧美等经济发达国家和地区;植物性食物为主型,常见于亚洲、非洲部分国家和地区;动植物食物平衡型,其植物性食物占较大比重,动物性食物仍有适当数量,膳食提供的蛋白质中动物性蛋白质约占50%以上,常见于日本等国家。还有其他一些比较典型的膳食结构,如地中海膳食结构,其特点是高膳食纤维、高维生素、低饱和脂肪,常见于地中海沿岸地区。

对不同食物消费结构的可持续评估逐渐成为国内外研究热点。有研究发现同样营养供给水平下,植物性食物具有较小的环境影响^[21],单位肉类的碳排放量高于植物性食物,其中单位牛羊肉蛋白质的碳排放量是单位豆类的250倍^[1];谷物类在植物性食物中的土地资源消耗强度最大,水稻、小麦和糖的单位蛋白质生产的水资源消耗量最大^[22]。调整食物消费结构在降低温室气体排放、水资源消耗及土地需求量方面具有较大的潜力^[23]。一项对西班牙食物消费的研究表明,与当前结构相比,转换为地中海膳食结构将使其减少52%的能源消耗量和33%水资源需求量^[24]。但同时,可持续消费还需要综合考虑营养健康与环境影响双重目标, Van Dooren等^[25]对6种不同膳食结构进行评分,发现动物性食物的健康和环境得分均较低,纯植物膳食结构环境得分最高,而动植物组合的膳食结构综合得分最高。

随着中国食物消费结构的转变及其对农业生产和资源环境的巨大影响,近年来国内对可持续食物消费的研究也逐渐增加,主要集中在:定量核算食物消费结构变化对农业资源需求量及地区承载力等的影响^[7,26,27],利用生态足迹、水足迹、氮足迹等指标测度膳食结构变化的环境效应^[8,28-30],可持续性食物消费结构的分析和探讨^[16,31,32]。但从已有研究

来看,对可持续食物消费结构的分析主要集中在营养目标^[33]或者生态影响^[31]的单一目标,缺乏将营养、消费习惯、经济成本和资源环境成本综合考虑的定量分析和消费结构探讨。

因此,本文以食物营养为基础,综合考虑食物消费的经济成本 and 环境影响等多个目标,利用多目标规划方法制定食物消费结构优化方案,并对现有的食物消费结构、优化方案及其他类型食物消费结构的营养贡献、经济成本和资源环境成本进行测算和对比。从而为制定膳食指南,引导居民适度消费,保障食物可持续供给提供决策支持。

2 研究方法 with 数据来源

2.1 研究方法

采用多目标规划方法,分别将食物消费的经济成本最低、水资源消耗最少、耕地资源消耗最少和温室气体排放最少设为4个目标,以人均所需的各类食物量作为自变量,以营养物质和食物结构为约束条件。为使得到的食物消费结构更加普遍适用,对中国当前食物消费结构进行优化时,遵循植物性食物为主、动物性食物为辅的结构特征^[16],并且假设符合约束条件时,其他未包含营养素是满足的^[34]。最终对优化的食物消费结构与2017年中国食物消费结构、全球四大典型食物消费结构^[20]进行对比分析,其中典型食物消费结构选取日本、印度、美国、希腊4个国家。数学模型如下:

(1) 目标函数

本文的目标函数包括4个,即满足所需营养水平条件下每人每天食物消费的经济成本,资源环境成本中的水资源消耗量、耕地资源消耗量和温室气体排放量,每个目标均为最小值,分别用 Z_1 、 Z_2 、 Z_3 、 Z_4 表示,单位分别为元、 m^3 、 m^2 、g。

经济成本:

$$\min Z_1 = \sum_{j=1}^n b_j x_j \quad (1)$$

水资源消耗量:

$$\min Z_2 = \sum_{j=1}^n w_j x_j \quad (2)$$

耕地资源消耗量:

$$\min Z_3 = \sum_{j=1}^n l_j x_j \quad (3)$$

温室气体排放量:

$$\min Z_4 = \sum_{j=1}^n p_j x_j \quad (4)$$

式中: x_j 为食物消费结构中第 j 种食物的消费量(g); n 为食物消费结构所涉及的食物种类数量; b_j 为第 j 种食物的单位质量价格(元/g); w_j 为第 j 种食物的单位质量虚拟水含量(m^3/g); l_j 为第 j 种食物的单位质量耕地资源消耗量(m^2/g); p_j 为第 j 种食物的单位质量温室气体排放量(g/g); 将4个不同目标赋予相应权重 $\lambda_1, \lambda_2, \lambda_3, \lambda_4$, 进行线性加权求和($\lambda_1=\lambda_2=\lambda_3=\lambda_4=1/4$), 从而将多目标函数转化为单目标函数进行求解, 得到:

$$\min Z(x) = \lambda_1 \min Z_1(x_j) + \lambda_2 \min Z_2(x_j) + \lambda_3 \min Z_3(x_j) + \lambda_4 \min Z_4(x_j) \quad (5)$$

(2) 约束条件

$$\text{营养物质约束: } s_{i1} \leq \sum_{j=1}^n y_{ij} \times x_j \leq s_{i2} \quad (6)$$

$$\text{食物摄入量约束: } x_j \geq d_j \quad (7)$$

$$\text{非负约束: } x_j \geq 0 \quad (8)$$

式中: s_{i1}, s_{i2} 为合理食物消费结构要求食物营养标准的上下限; y_{ij} 表示单位数量的第 j 种食物可提供的第 i 种营养物质的含量; $i=1$ 表示食物中的热量(kcal); $i=2$ 表示食物中的蛋白质含量(g); $i=3$ 表示食物中的碳水化合物含量(g); $i=4$ 表示食物中的脂肪含量(g); $i=5$ 表示食物中的钙含量(mg); $i=6$ 表示食物中的铁含量(mg); $i=7$ 表示食物中的锌含量(mg); $i=8$ 表示食物中的维生素C含量(mg); d_j 表示第 j 种食物消费数量的下限(g)。

2.2 数据来源

(1) 食物消费量数据: 本文基于合理膳食结构的需要, 结合《中国居民膳食指南2016》及居民饮食习惯, 确定了食物消费的主要种类及代表性食物(表1)。其中, 植物性食物包括谷物、薯类、植物油、蔬菜、水果、豆类、坚果, 动物性食物包括奶、蛋、畜禽肉类、水产品; 因谷物和薯类均为主食类, 因此合并为一类, 豆类和坚果摄入量均较少, 在分析中也合并为一类。1978—2017年中国食物消费量数据、2017年典型食物消费结构代表性国家(日本、印度、美国、希腊)食物消费量数据均来源于FAO数据库中的食物平衡表。

(2) 食物的营养及推荐摄入量数据: 食物推荐摄入量数据来源于《中国居民膳食指南2016》中人均每日所需各类食物数量的最低值; 参考司智陟等^[35], 确定了各营养物质的范围; 单位食物提供的宏量营养素(热量、蛋白质、脂肪、碳水化合物)^[35]数据主要来源于FAO数据库, 微量营养素(主要选取钙、铁、锌、维生素C)^[35]数据参考王涛等^[16]计算得出。

(3) 各类食物生产的经济成本数据: 经济成本以食物价格表征, 数据来自《全国农产品成本收益汇编》, 选取2013—2017年均值。

(4) 各类食物的资源环境成本数据如下:

水资源消耗量: 人均食物消耗的水资源量, 是由人均食物消费量与单位食物虚拟水含量相乘得到的。参考Tuninetti等^[38]的快速通道法, 计算出1978—2013年^①中国植物性食物生产的单位质量虚拟水含量。1978—2013年中国动物性食物的单位

表1 食物种类及其代表性食物

Table 1 Food groups and their representative foods

类别	种类	膳食指南推荐量/(g/人/天)
谷薯类	小麦、玉米、大米、大麦、燕麦、黑麦、小米、高粱、马铃薯、木薯、红薯、其他	250~400
植物油类	大豆油、花生油、葵花籽油、菜籽油、棉籽油、芝麻油、棕榈油、棕仁油、玉米油、其他	25~30
蔬菜类	西红柿、洋葱、辣椒、其他	300~500
水果类	苹果、香蕉、柠檬、葡萄、菠萝、柚子、柑橘、枣、其他	200~350
豆与坚果类	大豆、坚果	25~35
奶类	牛奶	300
蛋类	鸡蛋	40~75
畜禽肉类	禽肉、羊肉、牛肉、猪肉	40~50
水产品	淡水鱼、底栖海洋鱼、远洋鱼、甲壳类、其他	40~75

① 因FAO数据库中饲料商品平衡表数据只更新到2013年, 因此本文中国水资源和耕地资源消耗量数据为1978—2013年。

2021年6月

质量虚拟水含量参考 Mekonnen 等^[39]的计算方法得出。典型食物消费结构代表性国家单位食物虚拟水含量数据借鉴 Mekonnen 等^[40]的研究结果。

耕地资源消耗量:人均食物消耗的耕地面积,是由人均食物消费量与单位食物耕地面积需求量相乘得到的。参考强文丽等^[36]的研究,结合农作物单产即可得到1978—2013年中国单位质量植物性食物耕地面积需求量。动物性食物生产所需的耕地资源量计算较为复杂,参考 Kastner 等^[37]的研究,计算出不同年份动物性食物精饲料需求量,进而得到1978—2013年中国单位动物性食物的耕地资源需求量。单产、产量等数据来自FAO数据库。典型食物消费结构代表性国家单位食物耕地面积需求量也由上述方法得到。

温室气体排放量:人均食物消费的温室气体排放量,是由人均食物消费量与单位食物生产过程温室气体排放量相乘得到的。单位食物温室气体排放量数据参考王晓等^[41]、熊欣等^[42]的研究成果。由于缺少时间序列数据,且不同研究的核算边界不同,结果差异较大,本文计算1978—2017年中国食物温室气体排放量时,单位食物温室气体排放量采用固定值。

此外,因水产品不同年份资源环境成本数据相关研究较少,在资源环境成本分析中,食物种类中未包含水产品。

3 结果与分析

3.1 中国居民食物消费变化

3.1.1 食物消费结构及能量供给变化

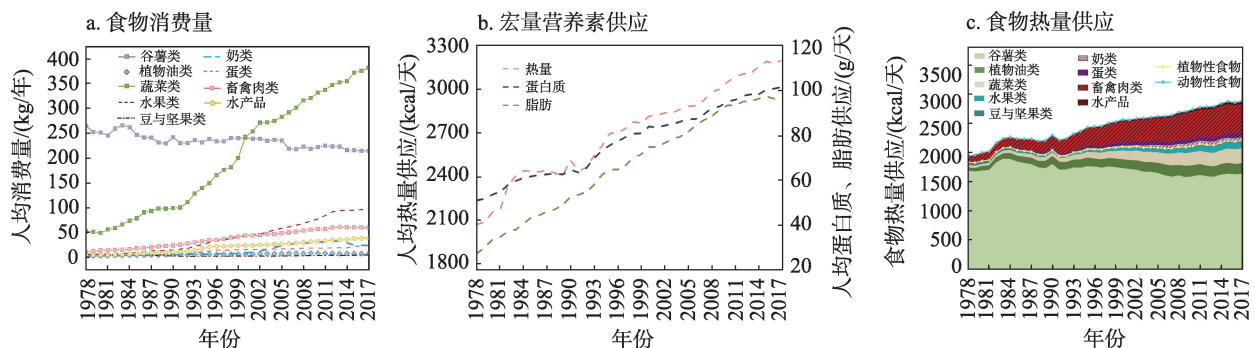
1978—2017年间中国食物消费结构逐渐由“粮

食主导”向“植物性食物为主,动物性食物为辅”转变(图1)。图1a中,谷薯类人均年消费量呈小幅下降趋势,由1978年的265.4 kg/年下降为2017年的214.9 kg/年;蔬菜类、水果类消费量增幅较大,分别由51.6、5.9 kg/年增加为382.9、97.9 kg/年,增加了6.4和15.6倍。动物性食物消费量也呈增加趋势,其中,畜禽肉类人均年消费量由1978年10.3 kg/年增长至2017年的60.0 kg/年,增加了4.8倍;水产品消费量由4.7 kg/年增长至38.1 kg/年,增加了7.1倍;奶类、蛋类消费量分别由2.4、2.3 kg/年增长至23.9、22.9 kg/年,均增加了9.0倍。

从食物营养素供给量来看,中国人均热量、蛋白质、脂肪的供给量均呈上升趋势,1978—2017年,人均热量由2062 kcal/天增加至3197 kcal/天,蛋白质由50.8 g/天上升至101.4 g/天,脂肪由27.2 g/天上升至96.9 g/天(图1b)。不同食物热量供给量的变化差异较大(图1c),动物性食物提供的热量增加了4.9倍,而植物性食物提供的热量仅增加0.2倍。

3.1.2 食物消费的资源环境成本变化

1978—2013年,人均食物消费的水资源消耗量呈现先下降后上升的趋势(图2a),先由1978年498.6 m³/年下降为1988年442.1 m³/年,再逐渐上升至2013年645.5 m³/年,与1978年相比增加了0.3倍。人均植物性食物消费的水资源消耗量也呈先下降后上升的趋势。具体来看,人均谷薯类消费的水资源消耗量不断减少,由1978年375.5 m³/年变为2013年179.0 m³/年,主要是单产变化引起谷薯类单位质量水资源消耗量下降导致的;人均蔬菜类和水果类消费的水资源消耗量均呈上升趋势,分别由



注:因FAO数据库中无碳水化合物数据,因此图b中未反映碳水化合物。

图1 1978—2017年中国居民食物消费演变趋势

Figure 1 Change of food consumption in China, 1978-2017

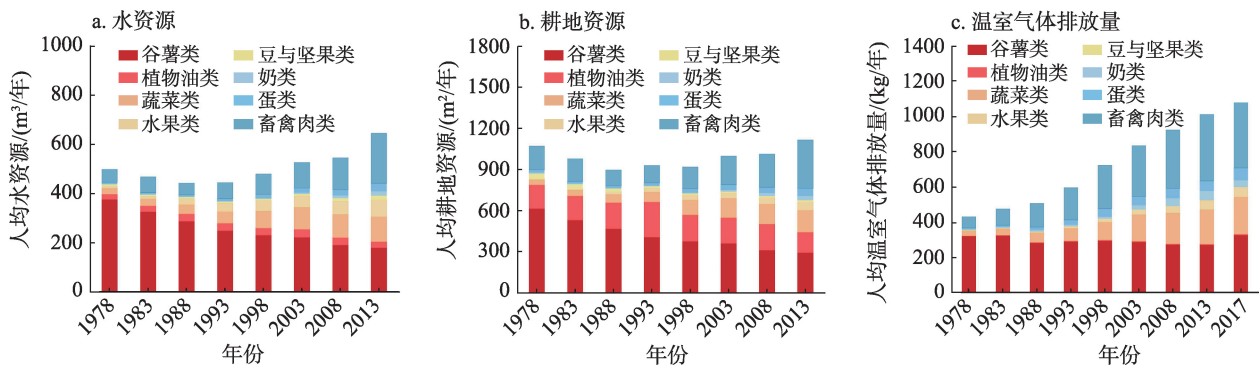


图2 食物消费资源环境成本变化趋势(a.1978—2013年水资源;b.1978—2013年耕地资源;c.1978—2017年温室气体)

Figure 2 Trends of the resources and environmental costs in food consumption (a. water resources, 1978-2013; b. farmland resources, 1978-2013; c. greenhouse gases emission, 1978-2017)

23.6、10.3 m³/年增长为101.2、71.0 m³/年。人均动物性食物消费的水资源消耗量呈上升趋势,由61.2 m³/年变为253.7 m³/年,增加了3.1倍。

1978—2013年,人均耕地总需求量呈先下降后上升的趋势(图2b),由1978年1072.1 m²/年变化为2013年1117.0 m²/年,增加了0.04倍。从食物类别看,人均谷薯类消费的耕地资源消耗量逐渐下降,由615.7 m²/年变为293.3 m²/年,主要是因为谷物单产增加使得生产单位粮食所需的耕地不断减少;人均植物油消费的耕地资源由1978年173.4 m²/年增加至1993年258.7 m²/年,而后减少为2013年151.1 m²/年,可认为此变化是植物油消费量和单产均增加的综合结果;人均蔬菜类和水果类消费的耕地资源消耗量不断增加,蔬菜类耕地资源由36.7 m²/年增加至157.2 m²/年,水果类耕地资源由9.1 m²/年增加至62.8 m²/年,原因是虽然蔬菜类和水果类的单产增加,但其消费量增加幅度更大;人均豆与坚果类消费的耕地资源消耗量由38.8 m²/年下降为13.9 m²/年,主要源于其中豆类消费量的下降。人均动物性食物消费的耕地资源消耗量由1978年的198.4 m²/年下降为1988年的134.4 m²/年,而后增加至2013年的438.7 m²/年,增加了1.2倍,主要是动物性食物消费量增加引起的。

1978—2017年,人均食物消费的温室气体排放量由1978年的431.1 kg/年增加至2017年的1078.7 kg/年,增加了1.5倍(图2c)。其中,人均谷薯类、豆与坚果类消费的温室气体排放量变化幅度较小。人均植物油消费的温室气体排放量增加了2.3倍。

人均蔬菜类、水果类消费的温室气体排放量分别增加6.4、15.6倍。人均动物性食物消费中的奶类、蛋类及畜禽肉类温室气体排放量分别增加了9.0、9.0、4.8倍。

随着消费量的增加,人均动物性食物消费的资源消耗及环境影响所占比重呈增长趋势:水资源占比由12.3%增加为39.3%,耕地资源占比由18.5%增加为39.3%,温室气体排放量占比由17.3%增加为44.3%。因此,尽管中国食物消费结构及热量供应仍以植物性食物为主,但动物性食物的资源消耗及环境影响远大于植物性食物,随着畜禽肉类消费量的持续增加,农业资源环境将面临越来越大的压力。

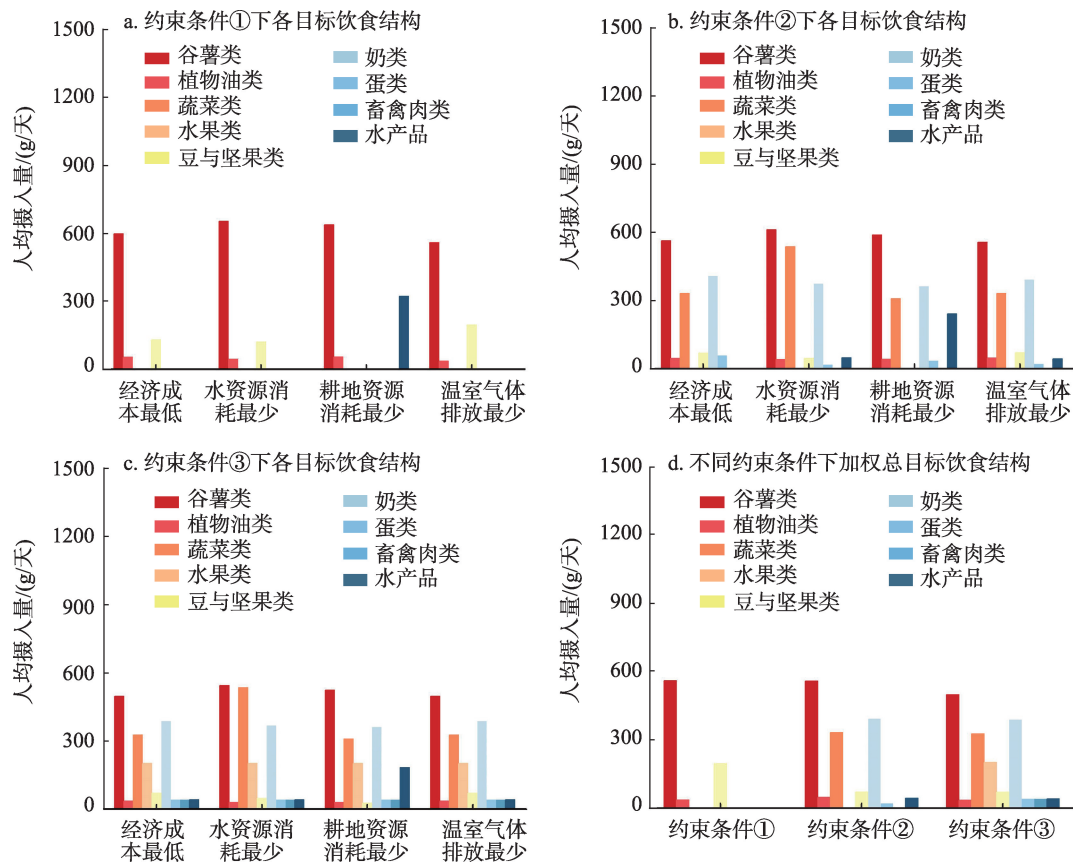
3.2 基于成本最小的食物消费结构设计

3.2.1 营养物质约束下的食物消费结构

以食物消费的经济成本、水资源消耗量、耕地资源消耗量和温室气体排放量最小为目标,得出的不同食物消费结构如图3所示。由单一目标规划得到的4种饮食结构(图3a、3b、3c)是营养条件分别与经济、资源以及环境之间权衡的结果。4种饮食结构分别为各目标的最优解,即经济成本最小的饮食结构并非意味其水资源、耕地资源和温室气体排放最少,反之亦然。因此,在单目标规划的基础上,设置相同的约束条件,对4个目标赋予相同的权重,线性加权求和,进行多目标规划求解,得到各目标值均最小的食物消费结构(图3d)。

在营养物质约束条件中只考虑宏量营养素时,得出的食物消费结构如图3a所示。经济成本、水资

2021年6月



注:约束条件①:宏量营养素约束;约束条件②:宏量营养素及微量营养素约束;约束条件③:宏量营养素、微量营养素约束及食物摄入量约束。

图3 不同约束条件下的食物消费结构

Figure 3 The optimized dietary pattern under different constraints

源消耗量、温室气体排放量最小的3种目标下,食物消费结构中包含的种类均只有谷薯类、豆与坚果类、植物油类3类,人均日摄入量分别为600 g左右、100~200 g、35~55 g。与前3个目标不同的是,耕地资源消耗量最小目标下的饮食包括谷薯类(636 g)、水产品(321 g)及植物油(54 g)。各目标均最小的多目标规划见图3d约束条件①,得到的食物结构为谷薯类(558 g)、豆与坚果类(195 g)和植物油(36 g)。

宏量营养素约束基础上,进一步增加微量营养素时,各目标下的食物结构均发生了较大变化(图3b),主要表现为食物结构中增加了蔬菜类、奶类、蛋类和水产品,水果类和畜禽肉类消费量仍为0。其中,与只考虑宏观营养素约束相比,每个目标对应的谷薯类日均摄入量均略有减少(减少1~50 g),豆与坚果类人均日摄入量减少将近50%。以经济成本为最小目标时,蔬菜类、奶类和蛋类的人均日摄入量分别为330、407、58 g,水产品则为0。以水

资源消耗量为最小目标的食物结构中,蔬菜类、奶类、蛋类和水产品的日均摄入量分别为537、373、17和48 g。耕地资源消耗量最小目标的食物结构中,蔬菜类、奶类、蛋类和水产品的日均摄入量分别为308、362、34和241 g。温室气体排放量最小目标时,与约束条件①相比,食物结构中增加了蔬菜类(331 g)、奶类(392 g)、蛋类(20 g)和水产品(43 g)。由图3d可以看出,约束条件②中总目标最小的食物结构与约束条件①相比,增加了蔬菜类、奶类、蛋类和水产品,摄入量分别为331、392、20、43 g;同时,与约束条件①相比,豆与坚果类摄入量减少为70 g、植物油增加为47 g。可见,仅考虑营养物质约束时,得到的饮食结构未包含畜禽肉类和水果类,因此,需在此基础上进一步考虑食物消费现状及膳食结构,从而使得出的食物结构更具有实际意义。

3.2.2 营养与食物摄入量双重约束的食物消费结构

由3.2.1小节可知,仅考虑营养物质约束和经

济、资源环境成本最小的目标,得出的食物消费类别不符合平衡膳食基本原则和中国居民食物消费习惯。因此,在约束条件中进一步增加不同种类食物摄入量的约束,得到食物结构和营养物质条件双重约束下、各目标最小时的食物消费结构(图3c)。

图3c中,考虑营养素摄入的基础上加入各类食物最低摄入量约束后,得出的食物消费数量和比例趋于合理。经济成本、水资源消耗及温室气体排放最小3个目标下得出的食物消费量与约束条件②相比,谷薯类、奶类、植物油类摄入量减少。而耕地资源消耗量最小目标下,得出的水果类、豆与坚果类、蛋类、畜禽肉类取膳食指南推荐量下限值(表1),水产品摄入量是其他3个目标求解结果的4.5倍。

营养与食物结构双重约束下,总目标小的植物性食物(图3d约束条件③),包括谷薯类(497 g)、蔬菜(326 g)、水果(200 g)、豆与坚果类(70 g)、植物油(33 g),动物性食物包括奶类(387 g)、蛋类(40 g)、畜禽肉类(40 g)、水产品(40 g)。从食物摄入量来看,其蔬菜类、水果类、蛋类、畜禽肉类及水产品均

趋于膳食指南推荐量下限值,谷薯类、豆与坚果类和奶类摄入量分别是膳食指南推荐量下限值的2.0、2.8、1.3倍(表1)。从比例来看,植物性食物占比较大,符合中国传统膳食结构,即植物性食物提供较大比重的热量和蛋白质,避免摄入过多的脂肪。因此选取该食物消费结构作为最终的优化饮食结构。

3.3 不同食物消费的营养结构及成本比较

3.3.1 不同食物消费结构的营养结构对比

将优化的食物消费结构与中国当前及全球其他典型消费结构进行比较(表2),可以看出,2017年中国居民饮食中蔬菜类消费量约是优化值的3.2倍,畜禽肉类消费量约为优化值的4.1倍,水产品消费量为优化值的2.6倍。水果类、谷薯类、蛋类消费量也高于优化值,但植物油类、豆与坚果类、奶类的消费量远低于优化值。为进一步分析优化饮食结构的可持续性,将其营养物质供给量、经济成本、水资源消耗量、耕地资源消耗量、温室气体排放量及粮食当量等方面与其他结构进行比较。

在营养物质供给量来看(表3),以日本为代表

表2 2017年6种食物消费结构比较

Table 2 Comparison of six dietary patterns, 2017

食物种类/ (g/人/天)	优化饮食 结构	中国饮食 结构	动植物食物平衡 饮食结构(日本)	以植物性食物为主 饮食结构(印度)	以动物性食物 为主(美国)	地中海式饮食 结构(希腊)
谷薯类	497	726	456	587	453	540
植物油类	33	20	43	22	54	79
蔬菜类	326	1049	250	219	311	411
水果类	200	268	91	158	247	329
豆与坚果类	70	12	7	50	20	48
奶类	387	65	161	291	698	624
蛋类	40	63	54	9	43	24
畜禽肉类	40	164	135	10	340	196
水产品	40	104	125	19	61	53

表3 2017年6种食物消费结构的营养素供给量比较

Table 3 Comparison of nutrients supplied of six dietary patterns, 2017

类型	热量/(kcal/人/天)	蛋白质/(g/人/天)	脂肪/(g/人/天)	碳水化合物/(g/人/天)
优化饮食结构	2200	91	77	312
中国当前饮食结构	2843	118	84	398
动植物食物平衡饮食结构(日本)	2182	91	97	233
以植物性食物为主饮食结构(印度)	1962	73	49	307
以动物性食物为主饮食结构(美国)	3232	129	178	276
地中海式饮食结构(希腊)	3297	119	168	323
约束条件	2200~2800	83.0~103.5	69.0~79.1	284.9~419.7

2021年6月

的动植物食物平衡饮食结构在动物性与植物性食物摄入量方面达到相对平衡,其提供的热量、蛋白质基本满足需求,碳水化合物略低,而脂肪略高;以印度代表的以植物性食物为主的消费结构所提供的热量、蛋白质及脂肪都低于约束条件的最低值,只有碳水化合物在约束范围;以美国为代表的动物性食物为主的食物消费结构体现了高热量、高蛋白质、高脂肪、低碳水化合物的特征;以希腊为代表的地中海式饮食结构和中国当前饮食结构中的热量、蛋白质及脂肪均超出约束条件上限值。

从营养来源结构来看(图4),中国当前食物消费结构的热量主要来源为谷薯类,蛋白质的供给来源主要为谷薯类、畜禽肉类。与当前消费结构相比,优化结构中谷薯类热量供给略有减少,植物油

类、豆与坚果类、奶类所提供的热量占比增加,豆与坚果类和奶类提供的蛋白质占比显著增加,畜禽肉类提供的蛋白质占比减少。其他典型食物消费结构中,日本食物结构中,热量主要来源于谷薯类、畜禽肉类和植物油类,蛋白质主要来源于谷薯类、畜禽肉类和水产品;印度食物结构的谷薯类在热量和蛋白供给中均占较大比重,豆与坚果类和奶类是其蛋白质的重要来源;美国食物结构的热量和蛋白质主要来源是谷薯类和畜禽肉类;希腊食物结构的谷薯类、植物油类和畜禽肉类是热量的主要来源,同时谷薯类、畜禽肉类和奶类是蛋白质的主要来源。

3.3.2 不同食物消费结构的成本比较

从图5可以看出,不同食物消费结构单位营养物质的经济成本和资源环境成本均存在较大差

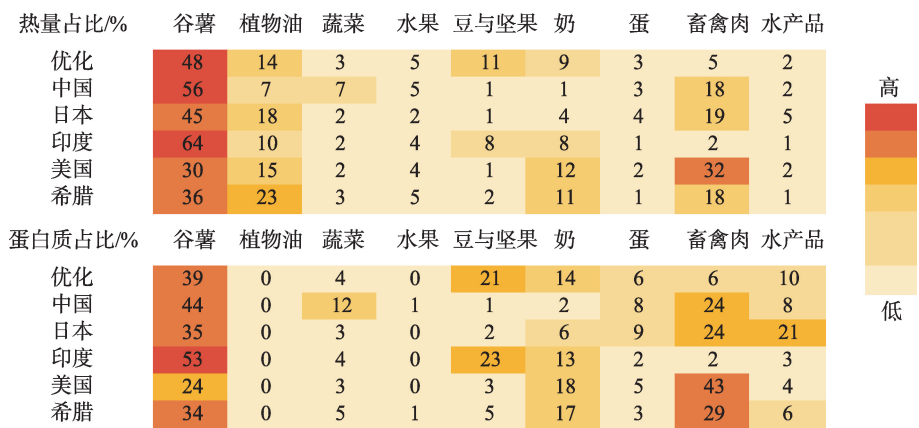
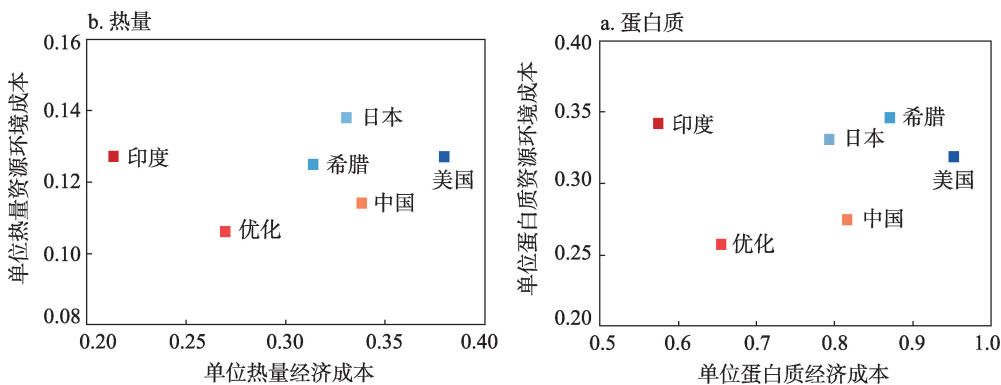


图4 2017年6种食物消费结构营养物质供给结构比较

Figure 4 Comparison of the structure of nutrients supplied of six dietary patterns, 2017



注:图中为标准化后数据,资源环境成本为水资源消耗量、耕地资源消耗量、温室气体排放量标准化及加权求和所得。

图5 2017年6种食物消费结构单位营养物质的成本比较

Figure 5 Comparison of unit nutrient cost of six dietary patterns, 2017

异。优化结构的单位蛋白质和热量对应的资源环境成本均低于其他食物消费结构,其经济成本也较低,仅次于印度消费结构。中国当前消费结构单位营养物质的资源环境成本略高于优化结构,低于其他典型国家,单位热量经济成本较高。日本消费结构单位热量的资源环境成本最高,其他方面不突出。印度以植物性食物为主,植物性食物蛋白质占比80%(图4),单位营养物质的经济成本最低,但资源环境成本较高。美国消费结构单位营养物质经济成本均为最高,资源环境成本居中。希腊消费结构单位蛋白质的资源环境成本最高,经济成本较高,单位热量的资源环境成本和经济成本居中。

不同食物消费结构资源环境成本的结构也存在较大差异(图6),在一定程度上也反映了不同食物消费结构的特点。由于单位动物性食物生产的

各项成本均较大,食物消费结构的成本对动物性食物消费的变化较为敏感,其消费的少量增加将导致资源环境成本的大幅提高。例如美国和希腊结构中(图6e、6f),动物性食物占水资源消耗量的比重分别达到了73.3%、72.8%,占温室气体排放量的比重分别为79.2%、67.5%。与之相反,印度植物性食物在资源环境成本中均占较大比重。中国当前食物消费中,资源成本占比较大的类别为谷薯类和畜禽肉类。而优化的食物消费结构中,各食物类别在总成本中的比重较为均衡,其中耕地资源消耗量占比较大的类别变为谷薯类(23.4%)和奶类(15.7%),畜禽肉类耕地占比仅为9.7%。若遵循优化饮食结构消费,中国每人每年水资源消耗量将减少24.8%,约为312.2 m³,耕地资源消耗量减少22.8%,约为256.0 m²,温室气体排放量减少36.4%,约为425.1

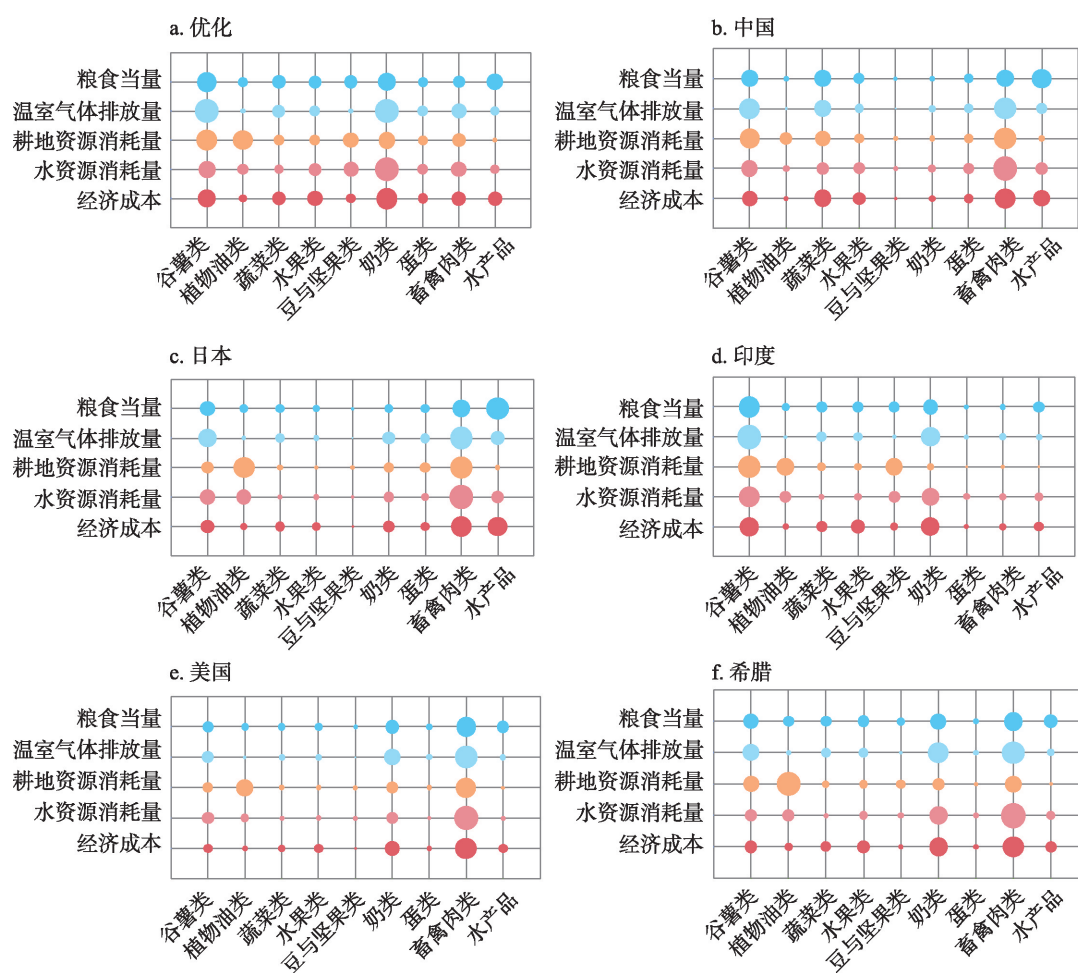


图6 2017年6种食物消费结构经济及资源环境成本比较

Figure 6 Comparison of the economic and resources and environmental costs of six dietary patterns, 2017

2021年6月

kg,粮食需求量减少38.3%,约为1198.8 kg。

4 结论与讨论

4.1 结论

本文采用多目标规划法,探讨了不同约束条件下经济成本、水资源消耗量、耕地资源消费量、温室气体排放量等单目标最小及总目标最小对应的食物结构变化规律,系统量化了不同饮食选择对营养和环境可持续性的影响。主要结论如下:

(1)1978—2017年间,植物性食物中,谷薯类、豆与坚果类人均年消费量呈减少趋势,蔬菜类、水果类消费量分别增加了6.4倍和15.6倍;动物性食物中,各类别消费量均呈增加趋势,畜禽肉类人均年消费量增加了4.8倍,水产品增加了7.1倍,奶类、蛋类消费量增加了9.0倍。这一消费趋势的转变,导致食物消费的人均耕地资源需求量、水资源消耗量、温室气体排放量分别增加了0.04、0.3、1.5倍。

(2)只考虑宏量营养素约束时,单一目标最小的4种食物结构中,大多只包含谷薯类、豆与坚果类和植物油类,饮食结构相对单一;约束条件中加入微量元素后,优化的食物结构中除谷薯类、豆与坚果类和植物油类以外,还增加了蔬菜类、奶类、蛋类和水产品;在考虑营养物质的基础上进一步加入食物摄入量约束,优化后的食物结构数量与比例趋于合理,各类食物均包含在内。与中国目前食物消费现状相比,优化后的食物消费结构中减少了蔬菜类、谷薯类、畜禽肉类及水产品的消费量,增加了豆与坚果类、奶类和植物油类的消费量。

(3)与中国当前人均食物消费结构相比,优化后的食物结构,畜禽肉类在热量和蛋白质供给中的比重显著下降,豆与坚果类和奶类在蛋白质供给中的比重增加;同时,食物消费的单位蛋白质和热量供给的经济成本和资源环境成本均下降。

(4)优化后的食物结构的资源环境成本低于中国当前消费结构和全球的其他典型食物消费结构,表明优化的食物消费结构在满足营养条件的同时,能够满足经济可负担和资源环境影响最小的可持续食物消费目标。且与中国当前消费结构相比,优化的食物消费结构每人每年的水、耕地资源消耗量,温室气体排放量将分别减少312.2 m³、256.0 m²、425.1 kg,节约粮食当量1198.8 kg。

4.2 讨论

不同类别食物的资源环境影响存在显著差异,且食物生产的资源环境影响与其营养物质含量不一致。本文通过将资源环境影响相关测度指标与营养指标相关联,得出经济合理、营养健康及环境影响最小的食物组合方案。得出优化的食物结构中,豆与坚果类和奶类在蛋白质供给中所占比重提高,而其单位营养物质的资源环境影响处于较低水平。与其他相关研究相比,本文探讨了不同营养约束下,基于经济和资源环境成本最小的单一目标和多目标的食物消费结构,从综合视角得出了可持续的食物组合方案,为食物系统转型提供了决策依据。但同时,由于数据可得性的限制,本文中食物消费的经济及资源环境成本数据精度较低,使得优化方案取值仍有待进一步细化。

食物可持续消费是联合国可持续发展目标的重要目标之一,提高食物供给能力的措施包括扩大耕地面积、提高作物单产水平和动物饲料利用率、减少食物浪费和损失及改变饮食结构等^[43,44]。在资源日益稀缺的情况下,通过改变饮食结构的方式缓解全球及区域食物供给压力已成为共识^[10,45-47]。作为农业资源短缺的国家,2017年中国人均耕地资源和可更新水资源分别为0.086 hm²和2029 m³,均不到全球平均水平的一半;而中国目前人均食物消费的耕地消耗量已超过国内供给量,近年来中国已成为全球最大的虚拟耕地净进口国^[48,49]。食物消费所需的耕地资源供给将成为中国食物安全重要瓶颈,通过调整食物消费结构减缓对农业资源的压力势在必行。

随着中国城镇化进程的推进和人均收入水平的提高,动物性食物消费量仍将进一步增加。不合理饮食结构造成的资源环境压力和健康隐患也将持续暴露。从宏观层面,应当通过建立营养导向型食物生产系统、营养健康型食物消费结构,制定营养和可持续导向的食物安全战略,推动产业链和食物系统的整体转变,大幅降低食物供给的资源环境效应。同时,由于居民的食物消费还与饮食习惯、文化传统、消费水平、营养知识、口味和便利性、个人偏好等密切相关^[1,19],因此,还需结合中国实际,从制度设计、科普教育及示范推广等层面,倡导大众

减少肉类消费、增加豆类和奶类等消费量,在满足营养的基础上减少食物消费的经济成本和资源环境压力。

参考文献(References):

- [1] Tilman D, Clark M. Global diets link environmental sustainability and human health[J]. *Nature*, 2014, 515(7528): 518–522.
- [2] Chungchunlam S M S, Moughan P J, Garrick D P, et al. Animal-sourced foods are required for minimum-cost nutritionally adequate food patterns for the United States[J]. *Nature Food*, 2020, 1(6): 376–381.
- [3] Clark M, Springmann M, Hill J, et al. Multiple health and environmental impacts of foods[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2019, 116(46): 23357–23362.
- [4] McCarthy U, Uysal I, Badia Melis R, et al. Global food security—issues, challenges and technological solutions[J]. *Trends in Food Science & Technology*, 2018, DOI: 10.1016/j.tifs.2018.05.002.
- [5] 王雪, 祁华清. 新时代中国居民食物消费结构变化与中国食品安全[J]. *农村经济与科技*, 2021, 32(1): 104–107. [Wang X, Qi H Q. The change of food consumption structure of Chinese residents in the new era and food security in China[J]. *Rural Economy and Science-Technology*, 2021, 32(1): 104–107.]
- [6] Drewnowski A, Popkin B M. The nutrition transition: New trends in the global diet[J]. *Nutrition Reviews*, 2009, 55(2): 31–43.
- [7] 董佳静, 赵盼, 王重阳, 等. 1980–2016年北京市食物消费的土地需求[J]. *资源科学*, 2019, 41(7): 1350–1358. [Dong J J, Zhao Y, Wang C Y, et al. Land demands for food consumption in Beijing during 1980–2016[J]. *Resources Science*, 2019, 41(7): 1350–1358.]
- [8] 曹淑艳, 谢高地. 城镇居民食物消费的生态足迹及生态文明程度评价[J]. *自然资源学报*, 2016, 31(7): 1073–1085. [Cao S Y, Xie G D. Footprint and degree of ecological civilization assessment of Chinese urban food consumption[J]. *Journal of Natural Resources*, 2016, 31(7): 1073–1085.]
- [9] Alexander P, Rounsevell M, Dislich C, et al. Drivers for global agricultural land use change: The nexus of diet, population, yield and bioenergy[J]. *Global Environmental Change*, 2015, 35: 138–147.
- [10] Jalava M, Kumm M, Porkka M, et al. Diet change: A solution to reduce water use?[J]. *Environmental Research Letters*, 2014, DOI: 10.1088/1748-9326/9/7/074016.
- [11] He P, Baiocchi G, Hubacek K, et al. The environmental impacts of rapidly changing diets and their nutritional quality in China[J]. *Nature Sustainability*, 2018, 1(3): 122–127.
- [12] Popkin B M. Will China's nutrition transition overwhelm its health care system and slow economic growth?[J]. *Health Affairs*, 2008, 27(4): 1064–1076.
- [13] Aleksandrowicz L, Green R, Joy E J M, et al. Environmental impacts of dietary shifts in India: A modelling study using nationally-representative data[J]. *Environment International*, 2019, 126: 207–215.
- [14] Scheelbeek P, Green R, Papier K, et al. Health impacts and environmental footprints of diets that meet the Eatwell Guide recommendations: Analyses of multiple UK Studies[J]. *BMJ Open*, 2020, DOI: 10.1136/bmjopen-2020-037554.
- [15] Popkin B M, Adair L S, Ng S W. Global nutrition transition and the pandemic of obesity in developing countries[J]. *Nutrition Reviews*, 2012, 70(1): 3–21.
- [16] 王涛, 吕昌河. 基于合理膳食结构的人均食物需求量估算[J]. *农业工程学报*, 2012, 28(5): 273–277. [Wang T, Lv C H. Estimation of food grain demand per capita based on rational dietary pattern [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2012, 28(5): 273–277.]
- [17] Vasileksa A, Rechkoska G. Global and regional food consumption patterns and trends[J]. *Procedia (Social and Behavioral Sciences)*, 2012, 44: 363–369.
- [18] 杨鑫, 穆月英. 不同地区城镇居民收入对食品消费水足迹的影响: 基于 QUAIDS 模型[J]. *资源科学*, 2018, 40(5): 1026–1039. [Yang X, Mu Y Y. Impact of urban residential income on consumptive water footprints of food in different regions based on QUAIDS modeling[J]. *Resources Science*, 2018, 40(5): 1026–1039.]
- [19] Gephart J A, Davis K F, Emery K A, et al. The environmental cost of subsistence: Optimizing diets to minimize footprints[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 553: 120–127.
- [20] 项琦. 世界四大膳食结构之典范: 地中海饮食[J]. *食品与健康*, 2011, (11): 14–15. [Xiang Q. The Mediterranean diet: A model of the world's four dietary patterns[J]. *Food and Health*, 2011, (11): 14–15.]
- [21] Kim B F, Santo R E, Scatterday A P, et al. Country-specific dietary shifts to mitigate climate and water crises[J]. *Global Environmental Change*, 2019, DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2019.05.010.
- [22] Chaudhary A, Gustafson D, Mathys A. Multi-indicator sustainability assessment of global food systems[J]. *Nature Communications*, 2018, 9(1): 848.
- [23] Hallstrom E, Carlsson-Kanyama A, Borjesson P. Environmental impact of dietary change: A systematic review[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 91: 1–11.
- [24] Sáez-Almendros S, Obrador B, Bach-Faig A, et al. Environmental footprints of Mediterranean versus western dietary patterns: Beyond the health benefits of the Mediterranean diet[J]. *Environmental Health*, 1966, 12(1): 118.
- [25] Van Dooren C, Marinussen M, Blonk H, et al. Exploring dietary guidelines based on ecological and nutritional values: A comparison of six dietary patterns[J]. *Food Policy*, 2014, 44: 36–46.
- [26] 刘春霞, 王芳. 基于居民食物消费模式的中国耕地需求动态变

2021年6月

- 化分析[J]. 中国生态农业学报, 2018, 26(8): 1227–1235. [Liu C X, Wang F. Dynamic changes in arable land requirements for food consumption in China[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2018, 26(8): 1227–1235.]
- [27] 王玮, 闫慧敏, 杨艳昭, 等. 基于膳食营养需求的西藏县域土地资源承载力评价[J]. 自然资源学报, 2019, 34(5): 921–933. [Wang W, Yan H M, Yang Y Z, et al. Evaluation of land resources carrying capacity of Tibetan counties based on dietary nutritional demand[J]. Journal of Natural Resources, 2019, 34(5): 921–933.]
- [28] 郑翔益, 孙思奥, 鲍超. 中国城乡居民食物消费水足迹变化及影响因素[J]. 干旱区资源与环境, 2019, 33(1): 17–22. [Zheng X Y, Sun S A, Bao C. Urban and rural water footprints for food consumption in China and governing factor analysis[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2019, 33(1): 17–22.]
- [29] 洗超凡, 欧阳志云. 城乡居民食物氮足迹估算及其动态分析: 以北京市为例[J]. 生态学报, 2016, 36(8): 2413–2421. [Xian C F, Ouyang Z Y. Calculation and dynamic analysis of the food nitrogen footprints of urban and rural residents in Beijing[J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(8): 2413–2421.]
- [30] 吴燕, 王效科, 逯非. 北京市居民食物消费碳足迹[J]. 生态学报, 2012, 32(5): 1570–1577. [Wu Y, Wang X K, Lu F. The carbon footprint of food consumption in Beijing[J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(5): 1570–1577.]
- [31] 林永钦, 齐维孩, 祝琴. 基于生态足迹的中国可持续食物消费模式[J]. 自然资源学报, 2019, 34(2): 338–347. [Lin Y Q, Qi W H, Zhu Q. Chinese sustainable food consumption pattern based on ecological footprint model[J]. Journal of Natural Resources, 2019, 34(2): 338–347.]
- [32] 王灵恩, 侯鹏, 刘晓洁, 等. 中国食物可持续消费内涵及其实现路径[J]. 资源科学, 2018, 40(8): 1550–1559. [Wang L E, Hou P, Liu X J, et al. The connotation and realization way of sustainable food consumption in China[J]. Resources Science, 2018, 40(8): 1550–1559.]
- [33] 李辉尚. 基于营养目标的中国城镇居民食物消费研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2015. [Li H S. Study on the Residents' Food Consumption Based on Nutritional Goal in Urban China[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences Dissertation, 2015.]
- [34] Stigler G J. The cost of subsistence[J]. American Journal of Agricultural Economics, 1945, 27(2): 303–314.
- [35] 司智陟. 基于营养目标的我国肉类供需分析[D]. 北京: 中国农业科学院, 2012. [Si Z Z. Study on Meat Supply and Demand with the Goal of Nutrition in China[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences Dissertation, 2012.]
- [36] 强文丽, 刘爱民, 成升魁, 等. 中国农产品贸易的虚拟土地资源量化研究[J]. 自然资源学报, 2013, 28(8): 1289–1297. [Qiang W L, Liu A M, Cheng S K, et al. Quantification of virtual land resources in China's crop trade[J]. Journal of Natural Resources, 2013, 28(8): 1289–1297.]
- [37] Kastner T, Erb K H, Haberl H. Rapid growth in agricultural trade: Effects on global area efficiency and the role of management[J]. Environmental Research Letters, 2014, DOI: 10.1088/1748–9326/9/3/034015.
- [38] Tuninetti M, Tamea S, Laio F, et al. A fast track approach to deal with the temporal dimension of crop water footprint[J]. Environmental Research Letters, 2017, DOI: 10.1088/1748–9326/aa6b09.
- [39] Mekonnen M M, Hoekstra A. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop prod[J]. Hydrology of Earth System Sciences Discussions, 2011, DOI: 10.5194/hessd–8–763–2011.
- [40] Mekonnen M M, Hoekstra A. A global assessment of the water footprint of farm animal products[J]. Ecosystems, 2012, 15(3): 401–415.
- [41] 王晓, 齐晔. 我国饮食结构变化对农业温室气体排放的影响[J]. 中国环境科学, 2013, 33(10): 1876–1883. [Wang X, Qi Y. Impact of diet structure change on agricultural greenhouse gas emissions in China[J]. China Environmental Science, 2013, 33(10): 1876–1883.]
- [42] 熊欣, 张力小, 张鹏鹏, 等. 城市食物代谢的动态过程及其水–碳足迹响应: 以北京市为例[J]. 自然资源学报, 2018, 33(11): 1886–1896. [Xiong X, Zhang L X, Zhang P P, et al. Dynamics of urban food metabolism with water–carbon footprint respond: A case study of Beijing[J]. Journal of Natural Resources, 2018, 33(11): 1886–1896.]
- [43] Godfray H C J, Beddington J R, Crute I R, et al. Food security: The challenge of feeding 9 billion people[J]. Science, 2010, 327(5967): 812–818.
- [44] Springmann M, Clark M, Mason-D Croz D, et al. Options for keeping the food system within environmental limits[J]. Nature, 2018, 562(7728): 519–525.
- [45] Chen C X, Chaudhary A, Mathys A. Dietary change scenarios and implications for environmental, nutrition, human health and economic dimensions of food sustainability[J]. Nutrients, 2019, 11(4): 856–856.
- [46] Van Dooren C, Aiking H. Defining a nutritionally healthy, environmentally friendly, and culturally acceptable low lands diet[J]. International Journal of Life Cycle Assessment, 2016, 21(5): 688–700.
- [47] Willett W, Rockström J, Loken B, et al. Food in the Anthropocene: The EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems[J]. The Lancet, 2019, 393(10170): 447–492.
- [48] Carr J A, D'odorico P, Laio F, et al. Recent history and geography of virtual water trade[J]. Plos One, 2013, DOI: 10.1371/journal.pone.0055825.
- [49] 强文丽, 张翠玲, 刘爱民, 等. 全球农产品贸易的虚拟耕地资源流动演变及影响因素[J]. 资源科学, 2020, 42(9): 1704–1714. [Qiang W L, Zhang C L, Liu A M, et al. Evolution of global virtual land flow related to agricultural trade and driving factors[J]. Resources Science, 2020, 42(9): 1704–1714.]

Options of Chinese dietary pattern based on multi-objective optimization

ZHANG Cuiling¹, QIANG Wenli¹, NIU Shuwen^{1,2}, WANG Rui³, ZHANG He³,
CHENG Shengkui⁴, LI Fan¹

(1. College of Earth and Environmental Science, Lanzhou University, Lanzhou 730000, China; 2. Key Laboratory of Western China's Environmental Systems of the Ministry of Education, Lanzhou 730000, China; 3. School of Architecture, Tianjin University, Tianjin 300072, China; 4. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China)

Abstract: With the transformation of the food production and consumption systems, sustainable food consumption has become a global concern. China's per capita food consumption structure has changed significantly during 1978-2017, leading to an increase in water and arable land resource demand, as well as greenhouse gas emissions for per capita's food consumption. Therefore, in this study, based on the multiple objective programming method, we explored diets that minimize economic and resources and environmental costs subject to nutrient constraints. The results show that diet compositions that minimize the economic and environmental costs while meeting macronutrient (calories, protein, fat, and fiber) requirements look singular. When the micronutrient constraints are imposed, the minimal cost diet seems more diversified. Nevertheless, these hypothetical diet patterns consisting of few product groups and need to be further optimized. Diet compositions would be more reasonable if the dual constraints of nutritional composition and food consumption were considered together. Compared with the current food consumption pattern of China, the optimized dietary pattern significantly reduces the nutritional supply from meat, and increase the proportion of beans and milk in protein supplies greatly. The optimized dietary pattern also has reasonable nutritional conditions and lower cost compared with the current and other typical food consumption patterns. It means that the optimized dietary pattern meets the goals of sustainable food consumption. Moreover, it would reduce the water use, arable land use, and greenhouse gas emissions by about 312.2 m³, 256.0 m², and 425.1 kg per capita per year for China relating to food consumption. Considering the increasing shortage of agricultural resources in China, the optimized dietary pattern that offers substantial health benefits could, if widely adopted, reduce the resources and environmental stress and help prevent diet-related chronic non-communicable diseases.

Key words: food security; economic cost; resources and environmental cost; sustainable food consumption; optimization of dietary pattern; China