doi:10.6041/j.issn.1000-1298.2023.08.035

蔬菜栽培中连续施用猪粪沼肥的肥效与重金属风险研究

金柯达[1]　彭宇志[1]　杨高中[1]　冉　毅[1,2]　姚义清[3]　艾　平[1]
(1.华中农业大学工学院,武汉 430070;2.农业农村部成都沼气科学研究所,成都 610041;
3.西北农林科技大学机械与电子工程学院,陕西杨凌 712100)

摘要:为探究沼肥在蔬菜种植中的肥效,在试验大棚中连续进行 3 季上海青-茄子轮作试验,设置低(BF-L)、中(BF-M)、高(BF-H)沼肥施用量,从产量、土壤特性和重金属风险的角度探讨沼肥替代化肥的效果以及沼肥高负荷土地消纳的阈值。结果表明,在上海青种植中沼肥组相较化肥组均减产 6%左右,其中 BF-M 组的平均产量为沼肥组中最高(39.7 t/hm^2),而在茄子种植中沼肥组的产量均高于化肥组,其中 BF-H 组的平均产量最高,达到 58.3 t/hm^2,相较化肥组增产 27%。沼肥连续施用 2 年后,土壤的总氮、总磷含量出现了明显的升高,且升高幅度远高于化肥组,其中 BF-M 和 BF-H 组土壤总氮含量较原土壤升高 84%和 85%,土壤总磷含量升高 3.4 倍和 3.2 倍。但是沼肥施用对土壤总钾含量的提升效果并不明显,较原土壤只升高 17%左右。另外,连续施用沼肥的土壤 pH 值更为稳定,能够有效缓解氮肥施用造成的土壤酸化问题,但沼肥施用组与化肥组均会导致设施栽培土壤 EC 较原土壤的升高,升高幅度均在 70%以上,且随沼肥施用量的增加 EC 上升幅度增大,说明设施栽培中沼肥高负荷施用应关注土壤 EC 变化。此外,收获的 3 季蔬菜都不存在重金属超标和重金属摄入风险,也未出现蔬菜重金属含量逐年升高的现象。沼肥连续施用仅造成土壤中 Cu、Zn 含量的累积,但也仍在标准限定范围内,而对土壤中 Pb、Cr、Cd、As 和 Hg 的含量变化没有显著影响,没有出现因沼肥施用造成的重金属污染现象。研究结果可为设施蔬菜栽培中连续多轮高负荷沼肥施用的肥效和安全性评估提供一定参考。

关键词:上海青;茄子;沼肥;土壤特性;重金属;设施栽培
中图分类号:S289　　**文献标识码**:A　　**文章编号**:1000-1298(2023)08-0359-12　　**OSID**:

Fertilizer Efficiency and Heavy Metal Risk Analysis of Continuous Application of Biogas Fertilizer in Vegetable Cultivation

JIN Keda[1]　PENG Yuzhi[1]　YANG Gaozhong[1]　RAN Yi[1,2]　YAO Yiqing[3]　AI Ping[1]
(1. *College of Engineering*, *Huazhong Agricultural University*, *Wuhan* 430070, *China*
2. *Biogas Institute of Ministry of Agriculture and Rural Affairs*, *Chengdu* 610041, *China*
3. *College of Mechanical and Electronic Engineering*, *Northwest A&F University*, *Yangling*, *Shaanxi* 712100, *China*)

Abstract: In order to explore the fertilizer effect of biogas fertilizer (BF) in vegetable planting, three rounds of Shanghai cabbage - eggplant rotation planting experiments were carried out in the greenhouse, and the application rates of low (BF-L), medium (BF-M) and high (BF-H) biogas fertilizer were set up. The effect of BF replacing chemical fertilizer (CF) and the threshold value of high-load land consumption of BF were discussed from the perspectives of yield, soil characteristics and heavy metal risk. The results showed that the yield of BF groups was 6% lower than that of CF group in Shanghai cabbage planting, and the average yield of BF-M group was the highest in BF groups (39.7 t/hm^2). In eggplant planting, the yield of BF groups was higher than that of CF group, and the average yield of BF-H group was the highest, reaching 58.3 t/hm^2, which was 27% higher than that of CF group. After two years of continuous application of BF, the total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) contents of

收稿日期:2023-02-13　修回日期:2023-03-13
基金项目:国家自然科学基金项目(51406064)、中央高校基本科研业务费专项资金项目(2662019PY064)、中央级公益性科研院所基本科研业务费专项(Y2022PT21)、四川省科技计划重点研发项目(2022YFG0138)和农业农村部农业生态环境保护(农业清洁生产与外来物种管理)财政项目(12516100100000210003)
作者简介:金柯达(1995—),男,博士生,主要从事沼液沼渣资源化利用研究,E-mail:jinkeda@webmail.hzau.edu.cn
通信作者:艾平(1976—),女,教授,博士,主要从事农业废弃物资源化利用与沼液处理研究,E-mail:aiping@mail.hzau.edu.cn

soil were increased significantly, and the increase was much higher than that of CF group. The TN content of soil in BF－M and BF－H groups was increased by 84% and 85% compared with that of the original soil, and the TP content of soil was increased by 3.4 times and 3.2 times. However, the effect of BF application on soil total potassium (TK) content was not obvious, which was only about 17% higher than that of the original soil. In addition, the soil pH value of continuous application of BF was more stable, which can effectively alleviate the problem of soil acidification caused by nitrogen fertilizer application. However, like CF, BF application had a greater impact on soil electric conductivity (EC). The soil EC value of BF－M and BF－H groups showed an increasing trend year by year, with an increase of more than 70% compared with that of the original soil. Furthermore, there was no risk of excessive heavy metals and heavy metal intake in the three seasons of vegetables harvested, and there was no phenomenon that the heavy metal content of vegetables increased year by year. Moreover, the continuous application of BF only caused the accumulation of Cu and Zn in soil, but it was still within the standard limit, and had no significant effect on the content of Pb, Cr, Cd, As and Hg in soil, and there was no heavy metal pollution caused by BF application. The research result can provide a reference for the evaluation of fertilizer efficiency and safety of continuous rounds of high-load BF application in facility vegetable cultivation.

Key words: Shanghai cabbage; eggplant; biogas fertilizer; soil characteristics; heavy metals; facility cultivation

0 引言

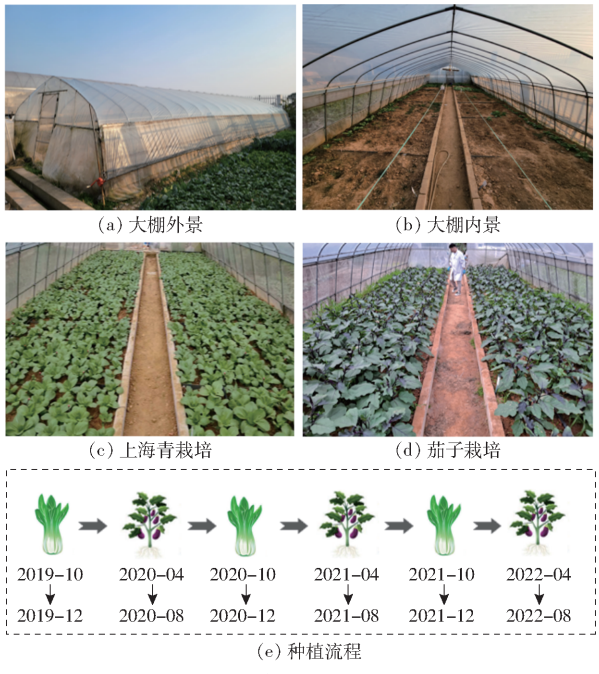
我国拥有亚洲最大的有机农田面积,截止到2019 年底,生物有机肥累计应用面积达 3×10^7 hm^2 以上[1]。农业农村部《到 2025 年化肥减量化行动方案》指出,要大力推进绿色种养循环农业试点,使有机肥资源得到有效合理还田利用,到 2025 年有机肥施用面积占比增加 5 个百分点以上。畜禽粪污等各类有机废弃物经过厌氧发酵后产生的沼肥,其除了含有丰富的氮、磷、钾等元素外,还含有丰富的氨基酸、腐殖酸、微量元素及有益菌群等,对提高蔬菜的产量[2]、品质[3]和改良土壤[4]都有积极作用,被认为是优质且廉价的有机肥资源。我国目前是世界第二大沼气生产国,年产沼肥超过 4×10^8 t[5]。因此,沼肥的合理利用是补充有机肥市场的重要途径,也是发展种养循环绿色农业的重要环节。

但沼肥的成分多样并缺少科学指导,导致施用效果参差不齐,沼肥并未广泛应用。同时,在畜禽养殖过程中,铜、锌、铅、铬等微量元素作为饲料添加剂应用越来越广泛,导致以畜禽粪便为原料的沼肥中重金属含量增加,施用沼肥后农产品和耕作土壤中的重金属含量增加[6-8]。长期施用沼肥存在潜在的重金属污染风险以及沼肥不合理使用在土壤质量、环境质量以及食品安全方面可能造成的负面影响都严重限制了沼肥的综合利用。因此,本文从 2019 年开始进行为期 3 年的大棚种植试验,在茄子–青菜轮作种植模式下设置不同的沼肥施用量,综合研究沼肥施用对农作物产量、农产品重金属污染、土壤理化特性和土壤重金属累积的影响,以期为种养结合中的沼肥高负荷土地消纳的阈值分析和风险性评估提供一定参考。

1 材料与方法

1.1 供试材料

试验于 2019 年 10 月开始在湖北省武汉市华中农业大学工程机电训练中心试验大棚(30.6°N,114.1°E)进行,试验场地及过程记录如图 1 所示。



(a) 大棚外景 (b) 大棚内景

(c) 上海青栽培 (d) 茄子栽培

(e) 种植流程

图 1 试验场地及过程记录图

Fig. 1 Test site and process record diagram

试验土壤为黄壤土,土壤全氮(TN)、全磷(TP)、全钾(TK)含量(质量比)分别为(1.27 ± 0.06) g/kg、(0.59 ± 0.01) g/kg、9.30 g/kg;土壤 pH 值为 7.2 ±

0.1,电导率(EC)为(61.9 ± 0.2) mS/m;土壤中铜(Cu)、锌(Zn)、铅(Pb)、铬(Cr)、镉(Cd)、砷(As)、汞(Hg)的含量分别为(28.0 ± 0.7) mg/kg、(88.0 ± 2.2) mg/kg、(28.0 ± 0.7) mg/kg、(72.0 ± 1.8) mg/kg、0.1 mg/kg、(9.7 ± 0.2) mg/kg、(0.2 ± 0.01) mg/kg。

试验作物为由上海西农种子有限公司提供的上海青(2019—2021 年)以及由武汉威尔福德苗木有限公司提供的“紫龙 6 号”长茄子(2020 年)、武汉蔬博农业科技有限公司提供的武杂早茄(2021 年)、禾之元种业提供的大龙长茄子(2022 年)。

试验所用的沼液沼渣取自湖北省鄂州市沼气工程和湖北省武汉市江夏区中粮集团沼气工程,发酵原料均为猪粪,沼肥的详细信息及基本理化性状如表 1 所示。试验中化肥组所使用的氮、磷、钾肥分别为尿素、过磷酸钙和氯化钾。

表 1　试验所用沼肥的详细信息及基本理化性状

Tab.1　Detailed information and basic physical and chemical properties of biogas fertilizer used in experiment

沼肥信息	沼肥 1		沼肥 2		沼肥 3	
位置	湖北鄂州		湖北武汉		湖北武汉	
发酵原料	猪粪		猪粪及猪场废水		猪粪及猪场废水	
反应器类型	UASB		UASB		UASB	
发酵温度/℃	35(中温)		35(中温)		35(中温)	
沼肥特性	沼液 1	沼渣 1	沼液 2	沼渣 2	沼液 3	沼渣 3
TN 含量/(g·kg^{-1})	2.04 ± 0.01	7.39	1.75 ± 0.20	9.80 ± 0.28	1.03 ± 0.13	7.52 ± 0.36
TP 含量/(g·kg^{-1})	0.03 ± 0.01	7.38 ± 0.16	0.04 ± 0.01	7.49 ± 0.10	0.03 ± 0.01	11.18 ± 1.07
TK 含量/(g·kg^{-1})	1.40	1.87 ± 0.12	5.73 ± 0.08	7.60 ± 0.08	0.73 ± 0.03	0.45 ± 0.09
EC/(mS·m^{-1})	13.7	14.2 ± 0.2	12.8 ± 0.3	21.1 ± 0.1	12.4 ± 0.2	16.1 ± 0.1
pH 值	9.2	8.1 ± 0.1	9.3 ± 0.1	9.0 ± 0.5	9.4 ± 0.2	8.9 ± 0.3
Cu 含量/(mg·kg^{-1})	3.3 ± 0.6	153.0 ± 8.6	0	139.5 ± 2.9	0	106.0 ± 6.5
Zn 含量/(mg·kg^{-1})	2.7 ± 0.6	485.0 ± 25.1	2.8 ± 0.9	456.0 ± 7.3	4.0 ± 1.6	692.0 ± 97.6
Pb 含量/(mg·kg^{-1})	0.1	1.1 ± 0.4	0	0.1	0.2 ± 0.1	1.0 ± 0.3
Cr 含量/(mg·kg^{-1})	3.7 ± 1.2	5.0 ± 1.0	0	0	0	0
Cd 含量/(mg·kg^{-1})	0.10 ± 0.01	0.30 ± 0.10	0	0.10	0	0.06 ± 0.01
As 含量/(mg·kg^{-1})	0	0.30 ± 0.03	0	0.40 ± 0.10	0	0.50 ± 0.10
Hg 含量/(mg·kg^{-1})	0.010	0.010	0.004 ± 0.001	0.009	0.040 ± 0.010	0.020 ± 0.010

1.2　试验设计

该试验采用随机区组设计,共 5 个处理,3 次重复,每个小区之间用一块 50 cm 深的 PVC 板隔开,每个小区的面积为 4.4 m^2(2.2 m × 2 m)。试验采取上海青与茄子轮作,每年 10—12 月种植上海青,4—8 月种植茄子(图 1e)。上海青种植的株间距和行间距为 20 cm,选择 4、5 片幼叶的幼苗定植,每行定植 11 株,每区定植 10 行,每一小区共定植 110 株上海青幼苗;茄子定植行间距 50 cm,株间距35 cm,每试验区均种植 3 行,每行 5 株,每一小区共定植 15 株 15 日龄茄子苗。

试验中肥料施用量以总氮(TN)量计,沼肥组设计了低(BF - L)、中(BF - M)、高(BF - H)3 个沼肥施用水平,具体施肥方案见表 2。此外,设置空白对照(CK)和纯化肥组(CF)作为对照组,CF 组在上海青栽培中施用与 BF - L 等量的氮磷钾,在茄子栽培中施用与 BF - M 等量的氮磷钾。

上海青栽培期间的水肥管理与传统农艺管理一致,以沼渣作基肥施用,施用后翻土混匀,隔日定植。以沼液作追肥,定植后第7天进行第1次追肥,之后每隔7 d进行一次追肥,总共进行 4 次追肥。按各处理全过程施入的总氮量计算,上海青栽培中基肥占 45%,第 1 次追肥占 10%,第 2 ~ 4 次追肥各占 15%,其他时期正常农艺管理,均以清水灌溉,每 5 ~ 7 d 浇水 1 次,保持土壤含水率在 65% 左右。

表 2　各轮栽培试验沼肥施用量

Tab.2　Application amount of biogas fertilizer in each cultivation experiment　kg/hm^2

试验批次	所用沼肥	折算总氮施用量				
		CK	CF	BF - L	BF - M	BF - H
第 1 季 上海青	沼肥 1	0	170	170	340	680
第 1 季 茄子	沼肥 1	0	300	300	600	1 200
第 2 季 上海青	沼肥 2	0	170	170	340	680
第 2 季 茄子	沼肥 3	0	340	340	680	1 020
第 3 季 上海青	沼肥 3	0	170	170	340	680
第 3 季 茄子	沼肥 3	0	340	340	680	1 020

茄子栽培期间的水肥管理与传统农艺管理一致,以沼渣作基肥施用,施用后翻土混匀,隔日定植。以沼液作追肥,茄子结果时第 1 次追肥,进入盛果期后第 2 次追肥,盛果期后一个月第 3 次追肥,按各处理

全过程施入的总氮量计算,茄子栽培中,基肥占 35%,第 1 次追肥占 25%,第 2 和第 3 次追肥各占 20%,其他时期正常农艺管理,均以清水灌溉,每2 ~3 d 浇水 1 次,保持土壤含水率在 70% ~80%。由于其他试验要求,第 1 轮茄子栽培(2020 年)中肥料施用量有所不同,沼渣基肥占 90%,沼液追肥占 10%。

1.3 样品采集

(1)上海青样品采集

当青菜外叶叶色开始变淡,基部外叶发黄,叶丛由旺盛生长转向闭合生长,心叶伸长到与外叶齐平时,陆续开始收获称量并计算产量。每区取 10 ~ 15 株正常生长的上海青,用蒸馏水冲洗干净后,取一部分鲜样冷冻保存,备用;另一部分样品置于干燥箱中 105℃杀青30 min,65℃干燥 24 h,碾碎,过 100 目筛,并保存在自封袋中,备用。

(2)茄子样品采集

从第 1 颗茄子果实成熟采摘开始记录每一小区采收的成熟茄子果实质量,每小区分别取 10 ~15 颗早期、盛果期、末期的茄子果实,样品用蒸馏水冲洗干净后,取一部分鲜样冷冻保存,备用;另一部分样品切成 1 cm 左右片段,置于干燥箱中 105℃杀青 30 min,65℃干燥 24 h,碾碎,过 100 目筛,并保存在自封袋中,备用。

(3)土壤样品采集

在每轮栽培试验前后,用直径 50 mm 的不锈钢土钻收集各个试验区的土壤样品,采用 5 点法钻取 0 ~20 cm 表层土壤,去除根系、杂草、土壤动物和石块等杂质后,土壤样品自然风干,碾碎,过 100 目筛,保存在自封袋中,备用。

1.4 分析方法

沼液、沼渣、土壤以及上海青和茄子样品的 TN、TP、TK、Cu、Zn、Pb、Cr、Cd、As、Hg 含量以及土壤样品的 EC 和 pH 值由四川中沼生物能源检测有限责任公司检测,检测方法如表 3 所示。

表 3 各项指标检测方法

Tab. 3 Detection methods of various indicators

检测项目	单位	检测方法
TN 含量	g/kg	NY/T 1121. 24—2012
TP 含量	g/kg	HJ 671—2013;HJ 632—2011
TK 含量	g/kg	NY/T 87—1988
EC	mS/m	HJ 802—2016
pH 值		HJ 962—2018
Cu 含量	mg/kg	HJ 491—2019
Zn 含量	mg/kg	HJ 491—2019
Pb 含量	mg/kg	GB/T 17141—1997
Cr 含量	mg/kg	HJ 491—2019
Cd 含量	mg/kg	GB/T 17141—1997
As 含量	mg/kg	HJ 680—2013
Hg 含量	mg/kg	HJ 680—2013

在本研究中,农作物和土壤中的重金属含量用单项污染指数 P_i 表示,土壤的重金属污染程度用内梅罗综合污染指数(Nemerow index,P_N)进行评价,土壤的污染程度可划分为:安全($P_N \leqslant 0.7$)、预防($0.7 < P_N \leqslant 1.0$)、轻度污染($1.0 < P_N \leqslant 2.0$)、中度污染($2.0 < P_N \leqslant 3.0$)、重度污染($P_N > 3.0$),其计算公式为[9]

$$P_N = \frac{\sqrt{P^2 + P_{\max}^2}}{2} \tag{1}$$

$$P_i = \frac{C_i}{B_i} \tag{2}$$

式中 P——重金属平均污染指数

$P_{\max}$——重金属最大单项污染指数

C_i——实测重金属 i 含量,mg/kg

B_i——国标规定的重金属 i 含量(表 4),mg/kg

表 4 本研究相关重金属限量标准

Tab. 4 Heavy metal limit standards related to this study

参数	Cu	Zn	Pb	Cr	Cd	As	Hg	参考文献
青菜重金属含量/(mg·kg^{-1})	10	20	0. 3	0. 5	0. 2	0. 5	0. 01	[10]
茄子重金属含量/(mg·kg^{-1})	10	20	0. 1	0. 5	0. 05	0. 5	0. 01	[10]
土壤重金属含量/(mg·kg^{-1})	100	250	120	200	0. 3	30	2. 4	[11]
重金属摄入参考剂量 R_{JD}/(mg·kg^{-1}·d^{-1})	0. 04	0. 3	0. 003 5	0. 003	0. 001	0. 000 3	0. 000 1	[12]

总危害指数(Total hazard index,H_T)是重金属潜在的非致癌风险评价参数,用于评价不同施肥处理后农作物的食用安全性,计算公式为[13-15]

$$H_T = \sum H_Q = H_{QCu} + H_{QZn} + H_{QPb} + H_{QCr} + H_{QCd} + H_{QAs} + H_{QHg} \tag{3}$$

其中

$$H_Q = \frac{C_{DI}}{R_{JD}} \tag{4}$$

$$C_{DI} = \frac{C_F I E_F E_D}{BA} \tag{5}$$

$$A = E_F E_D \tag{6}$$

式中 H_T——重金属总危害指数,H_T 大于 1 时表示

存在潜在的健康风险

H_Q——某种重金属的危害指数

C_{DI}——单位体质量单位时间的重金属摄入量，mg/(kg·d)

C_F——农作物中重金属含量的平均值，mg/kg

I——每人每日食物摄入量，kg/d

E_F——暴露频率，取 365 d/a

E_D——平均暴露年限，a

B——平均体质量，kg

A——平均暴露时间，d

数据处理与分析软件为 Excel 2019、SPSS 19.0 和 Origin 2022。

2　结果与讨论

2.1　沼肥施用量对农作物产量的影响

上海青和茄子的产量如图 2 所示，沼肥在上海青和茄子种植中的肥效存在明显的差异。

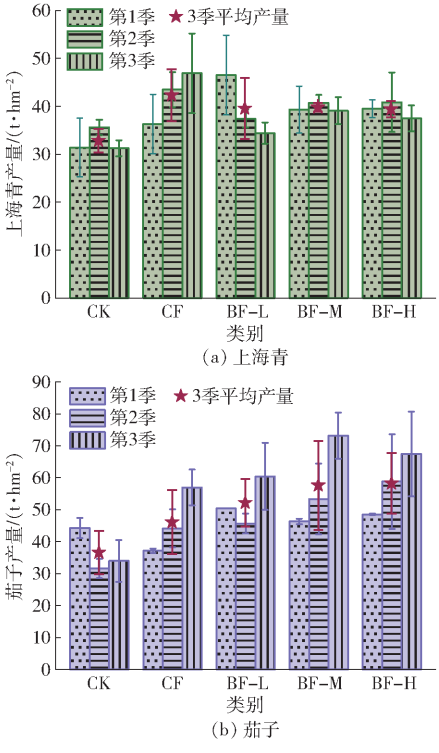


图 2　上海青和茄子产量

Fig. 2　Yields of Shanghai cabbage and eggplant

如图 2a 所示，施用沼肥能促进上海青的生长和发育，沼肥各组的单季产量和平均产量均比空白对照增加，其中第 1 季种植 BF－L 组的产量最高，第 2、3 季 BF－M 组的产量最高。但是沼肥组相较化肥组均减产 6% 左右，且沼肥组的 3 季平均产量无显著差异，BF－L、BF－M、BF－H 的平均产量分别为 39.4、39.7、39.3 t/hm^2，均低于化肥组(42.2 t/hm^2)。这主要是由于上海青的栽培周期较短，而沼渣中的养分以有机结合态为主[16]，本研究参考传统农艺施肥方式，基肥施氮量占全周期的 45%，沼渣基肥中的养分缓慢释放不利于当季上海青的吸收。而虽然与沼渣相比，沼液养分含量不高，但其养分主要为速效养分，可有效被植物吸收利用[16]。因此，在实际生产中，使用沼肥种植青菜等短周期作物时，应适当降低沼渣基肥比例并配施速效化肥，同时提高沼液追肥占比，采用少量多次或水肥一体化的方式追施沼液，以充分发挥沼肥中速效养分的作用。

此外，通过比较 CF 和 BF－L 组的产量变化可以发现，虽然两组的总养分施用量一致，但是 CF 组的产量逐年升高而 BF－L 组的产量却逐年降低。这可能与化肥使用后土壤 pH 值明显下降有关，在 pH 值为 6.0～7.0 的蔬菜适宜酸碱度范围内，pH 值低的土壤中磷、微量元素等养分的有效性更高[17]。而在更高的沼肥施用量下，BF－M 和BF－H 组的 3 季产量比较稳定，其中第 2 季产量略高于其他两季，这可能与第 2 季上海青种植时所用的沼肥 2 中钾含量更高有关(表 1)。此外，BF－M 和 BF－H 组第 2、3 季产量均高于 BF－L 组，且沼肥施用量对青菜平均产量无显著影响，表明在青菜种植中可以通过适当提高沼肥施用量来实现沼肥高负荷土地消纳。但是，过高的沼肥施用会导致氮素利用率的明显下降，并且在种植过程中发现，由于沼肥短期大量施用造成的氮肥过量和氨中毒[18]，以及高盐度沼液浇施后在叶片上残留造成的灼伤，BF－H 组出现了明显的烧苗现象(图 3)。因此，从产量和沼肥消纳的角度考虑，在青菜种植中沼肥的施用量在 350 t/hm^2 左右较为合适，并且应浇施稀释沼液或在沼液浇施后用清水冲洗叶片。



图 3　BF－H 组中叶片枯黄的上海青

Fig. 3　Shanghai cabbage with yellow leaves in BF－H group

而在茄子种植中沼肥表现出更好的肥料特性和土地消纳潜力。虽然 3 季的茄子品种不完全相同，可能对 3 季的茄子产量变化略有影响，但如图 2b 所示，BF 各组的茄子单季产量和平均产量均高于 CF 组和 CK 组，并且茄子平均产量随着沼肥施用量的增加而增加，BF－L、BF－M、BF－H 的 3 季茄子平均产量分别为 52.2、57.6、58.3 t/hm^2，均高于 CF 组的 46.1 t/hm^2，BF－H 组较化肥组增产 27%，这与潘绍坤等[19]的研究结果一致。与上海青栽培不同，

茄子栽培的传统农艺施肥方式中追肥的占比更高，沼液追施所带入的速效养分更多，且由于茄子的生长周期较长，沼液追肥间隔时间更长，同时茄子栽培期间环境和土壤温度更高，也更有利于沼渣基肥施用后的有机结合态养分的分解和利用。因此，提高沼肥的施用量并未造成茄子的氮肥过量和氨中毒，反而有助于茄子的生长和发育。该结果表明，从产量和沼肥消纳的角度考虑，在茄子种植中可以消纳更多的沼肥，沼肥的施用量在 680 ~ 1 020 t/hm^2 较为合适。由于猪粪沼肥尤其是沼液中的氮素主要以氨态氮的形式存在，更高的环境和土壤温度会加剧其氨氮挥发损失，因此在实际生产中应尽量采用埋施替代撒施，以减少氮损失。

2.2 连续施用沼肥对土壤环境的影响

2.2.1 土壤养分变化趋势

土壤养分的变化情况如图 4 所示，沼肥施用显著提高了表层土壤的总氮和总磷含量，而总钾含量没有显著提高。

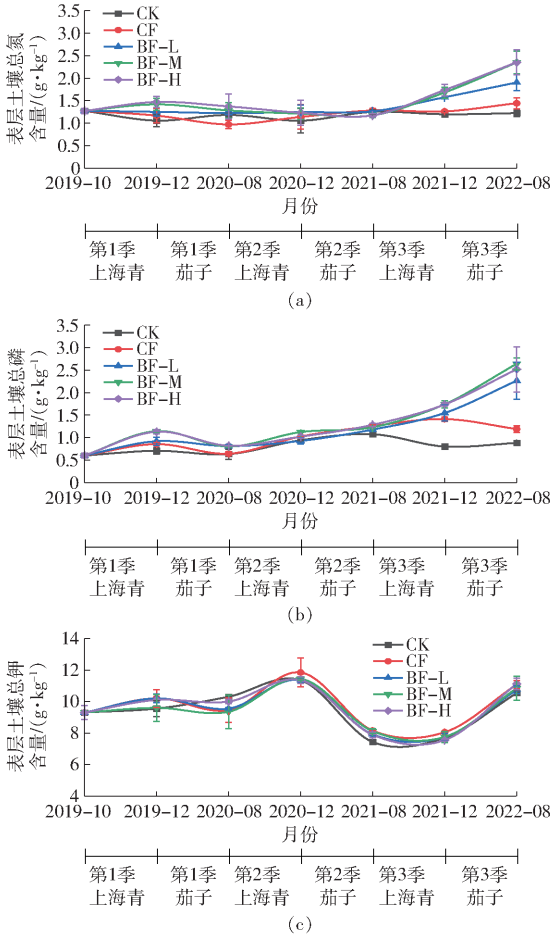


图 4 土壤养分变化趋势

Fig. 4 Soil nutrient change trends

如图 4a 所示，作为土壤肥力的首要指标，各组的土壤总氮含量在第 1 季青菜种植(2019 - 12)后就出现了明显差异，肥料的施用对表层土壤造成明显影响，BF - M 和 BF - H 组的土壤总氮含量显著升高。随后由于土壤的自动调节能力[20]，各组间的差距慢慢缩小，直到第 2 季茄子种植(2021 - 08)后，沼肥施用组的土壤总氮含量又明显升高。试验结束时 BF - L、BF - M、BF - H 组土壤的总氮含量分别达到 1.90、2.34、2.35 g/kg，分别较原始土壤升高 50%、84%、85%，而化肥组仅升高 13%，这可能是沼肥持续施用 2 年后改善了土壤团粒结构，提高了土壤的吸储能力[20-21]。并且，沼肥中氮、磷的缓慢释放和沼肥组较高的土壤 pH 值都有效减缓了其淋溶和扩散损失，进而也促进了土壤总氮和总磷的增加[22-23]。柳燕兰等[24]通过长期定位施肥试验也发现，相较单独施用化肥，配施有机肥能够显著提高土壤总氮含量。

土壤的总磷含量变化与总氮变化趋势基本一致(图 4b)，沼肥施用组的土壤总磷含量在第 1 季青菜种植(2019 - 12)后也出现了明显升高，随后各组间差距慢慢缩小，在第 2 季茄子种植(2021 - 08)后又迅速升高，这也与沼肥持续施用改良了土壤结构有关，还可能与所用的第 3 批沼肥的高磷含量有关(表 1)。试验结束时 BF - L、BF - M、BF - H 组土壤的总磷含量分别为 2.26、2.64、2.52 g/kg，分别较原始土壤升高 2.7、3.4、3.2 倍，而化肥组仅升高 0.9 倍。但是，在试验过程中 BF - M 和 BF - H 两组的土壤总氮、总磷含量并无显著差异，这表明表层土壤总氮和总磷含量并非随着沼肥施用量的增加而线性升高，而 BF - M 和 BF - H 两组蔬菜产量无显著差异(图 2)，因此这并非由两组蔬菜的养分吸收差异导致。这一现象可能与沼肥施用增加了土壤中酶的活性有关，有研究表明[25]，土壤中酶活性随沼肥施用量的增加而增加，使土壤生化过程增强、土壤有机物质转化加快，这虽然更有利于蔬菜的养分吸收，但同时也会加剧表层土壤养分在灌溉时的纵向转移。

而土壤总钾含量的变化与氮磷含量变化不同，如图 4c 所示，虽然试验过程中各组土壤总钾含量的变化幅度较大，但是各组之间的差异很小且变化规律基本一致。整体上看，施用沼肥对土壤总钾的补充效果并不明显，在试验结束时，CF、BF - L、BF - M、BF - H 组土壤的总钾含量分别为 11.08、10.75、10.84、11.13 g/kg，相较原始土壤都只提高 17% 左右。这可能与土壤中钾的存在形态有关，虽然供试土壤的总钾含量较高，但大部分钾是存在于矿物晶格中的结构性钾，其结构稳定性难以被植物直接利用，而可被植物直接吸收利用的水溶性钾和交换性钾比例较低[26]。而猪粪沼渣中总钾的含量显著低于氮磷，且其中有效钾仅占总钾的 10% 左右[25]，因

此沼渣基肥对表层土壤总钾含量没有显著影响。虽然猪粪沼液中的总钾含量较高，且有效钾占比超过 50%[25]，沼液追施可为土壤补充部分水溶性钾和交换性钾，但从养分平衡的角度来看，本研究中所用猪粪沼肥的养分比例（N、P、K 含量比）为 1∶(0.4 ~ 0.5)∶(0.5 ~ 0.6)，而上海青对 N、P、K 的需求比例约为 1∶0.5∶1.7，茄子的需求比例约为 1∶0.3∶1.4，纯施沼肥无法满足农作物对钾的养分需求，更无法有效补充土壤的钾含量。因此，虽然本研究中纯施沼肥对上海青和茄子的产量无明显影响，但是从维持土壤养分的角度，使用猪粪沼肥种植时需要注意对养分钾的补充。

2.2.2　土壤 pH 值和 EC 变化趋势

土壤 pH 值和电导率（EC）的变化情况如图 5 所示。

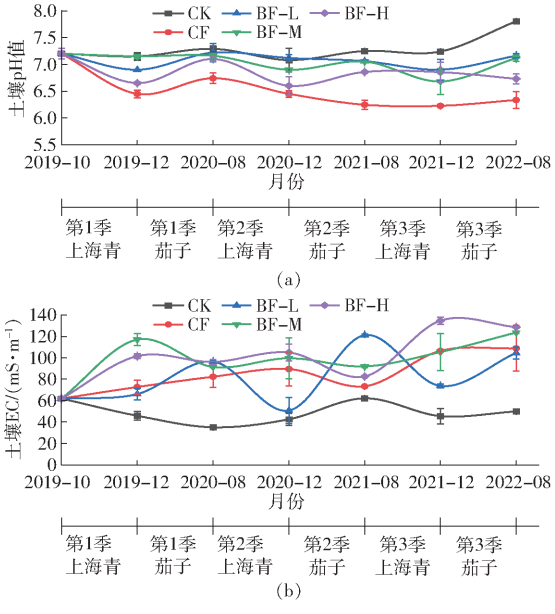


图 5　土壤 pH 值及电导率（EC）变化趋势

Fig. 5　Trends of soil pH value and EC

由图 5a 可以明显看出，各组 pH 值变化差异明显，CK 组的土壤 pH 值较为稳定，一直是各组中最高的，而 CF 组则整体呈下降趋势并显著低于沼肥各组，最低达到 6.2，这与大多数研究报道的长期化肥施用造成土壤酸化的现象一致[27]。而由于沼肥本身多为碱性肥料（表 1），因此各沼肥组的土壤 pH 值也相对稳定，但随着沼肥施用量的增加，土壤 pH 值也略有下降，3 轮种植结束后 BF - L、BF - M 和 BF - H 分别为 7.2、7.1 和 6.7。这主要是由于沼肥中的氨氮在土壤微生物的作用下发生了硝化反应，进而产生氢离子，导致 pH 值降低[28]。由此可见，相较于化肥，施用沼肥对土壤 pH 值的影响更小，能够有效缓解氮肥施用造成的土壤酸化问题，胡天睿等[29]的研究也表明，有机肥替代化肥不仅能防治土壤酸化，还能提升土壤抗酸化能力。这是由于猪粪沼肥中含有丰富的碱基阳离子（主要为钠、镁、钙离子），不仅更有利于作物的生长，还能有效补充土壤中的碱基阳离子，从而减缓因施氮肥引起的土壤酸化[30]。

由图 5b 也可看出，除空白组的土壤 EC 较原土壤略有下降外，施肥各组土壤的 EC 均显著升高，这可能与本研究采用设施栽培有关，有研究表明设施栽培的土壤中盐分累积现象远大于露地栽培[31]。比较各施肥组之间的变化趋势可以发现，CF 组和 BF - H 组的土壤 EC 整体上呈现为逐年升高的趋势，BF - M 组的土壤 EC 在第 1 季上海青种植后迅速升高，而在第 1 季茄子种植后又快速下降，之后也呈逐年升高的趋势，而 BF - L 组则出现了明显不同于其他组的波动，未表现出逐年升高的趋势。而相比化肥，沼肥施用对土壤 EC 的影响更大，BF - M 和 BF - H 组土壤的 EC 在试验过程中一直高于 CF 组。在 3 季种植结束后，CF、BF - L、BF - M、BF - H 组的 EC 分别为 108.8、104.5、123.6、128.7 mS/m，相较原土壤的升高幅度均在 70% 以上，且沼肥组土壤的 EC 随着沼肥施用量的增加而升高，这也与沼肥中丰富的碱基阳离子有关。郭全忠等[32]的研究也发现，长期施用沼肥会使土壤盐分快速累积，对土壤环境带来较大的污染风险。因此，在沼肥高负荷土地消纳时需要注意土壤盐分累积的问题，但土壤盐分累积也是设施栽培的常见问题，可通过揭膜淋雨洗盐、滴灌洗盐等方法有效降低 0 ~ 20 cm 植物生长区土层的盐分[33]。

2.3　连续施用沼肥的重金属风险评估

2.3.1　连续施用沼肥对农产品重金属含量的影响

作为沼肥施用的主要潜在风险，本研究还对每季收获的上海青和茄子的可食用部进行了重金属含量的测定，并计算每种重金属元素的单项污染指数 P_i 和总危害指数（THI）来评估蔬菜的食用风险，结果如图 6 所示。

如图 6a 所示，第 1 季上海青的 P_i 最高，其中 Hg、Zn、Cr 的 P_i 值大于 0.1，而第 2 季 Cr 的 P_i 值明显下降，仅 Hg 的 P_i 值大于 0.1，而第 3 季 Pb 的 P_i 值有所升高，但也只有 Hg 和 Zn 的 P_i 值大于 0.1。本研究结果没有出现随种植年限而升高的现象，尤其是沼肥施用组也未表现出随沼肥施用年限增加而升高的趋势，并且相较于 CK 和 CF 组，BF 各组的上海青也未出现明显的 P_i 值升高。而如图 6b 所示，茄子的 P_i 值高于上海青，其中第 3 季茄子各组的重金属 P_i 值之和均大于 1，Hg、Pb、Cu 的 P_i 值均大于 0.1，Zn 和 Cd 的 P_i 值大于 0.3。这主要是不同作物

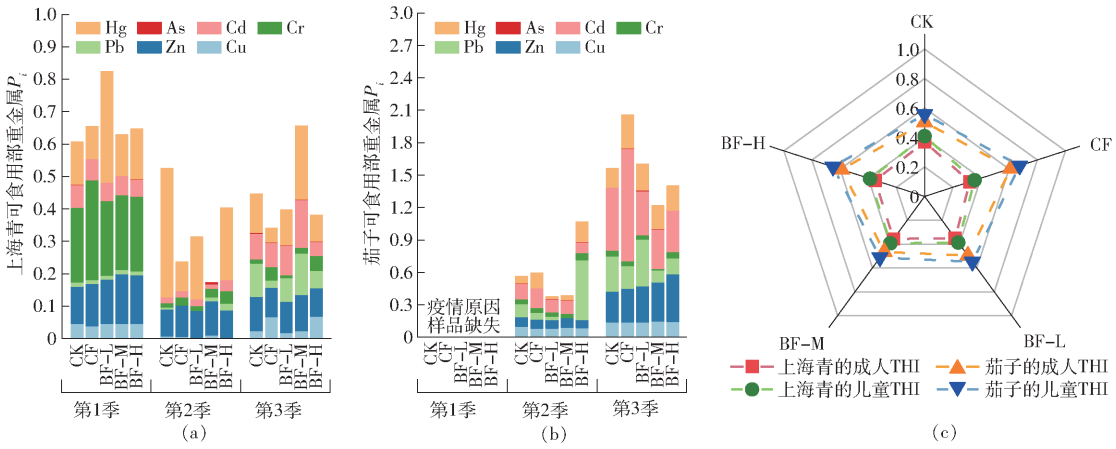


图 6 上海青和茄子可食用部重金属 P_i 以及农产品重金属总危害指数

Fig. 6 P_i value of heavy metals in Shanghai cabbage and eggplant edible parts and total hazard index (THI) of heavy metals in agricultural products

种类对重金属吸收的差异所导致[34],也与第 3 季茄子种植中土壤 Cd 含量的异常升高有关(图 7f)。而虽然第 3 季的茄子重金属含量要明显高于第 2 季,但并不是仅有沼肥组升高,因此不能表明其存在逐年升高的趋势。

但总体来说,本研究中各组上海青和茄子可食用部的各类重金属 P_i 值均小于 1,表明农产品中的重金属含量均在国标限定范围内。这与杨军芳等[6]和武立叶等[7]的研究结果一致,施用沼肥对蔬菜中重金属含量有一定影响,但其重金属含量也均低于国家标准规定的含量。需要注意的是,两种蔬菜中 Cu 和 Zn 的含量均与沼肥施用量明显相关。由于沼肥中主要的重金属元素为 Cu 和 Zn(表 1),且 Cu、Zn 也是蔬菜生长发育过程中所需的微量元素,因此,上海青和茄子可食用部 Cu 和 Zn 的 P_i 值随着沼肥施用量的增加而升高。这一变化趋势在如图 7 所示的土壤重金属含量变化中也得到了验证,沼肥施用显著提高了土壤中 Cu 和 Zn 的含量。

此外,本研究还采用各组上海青和茄子中重金属含量的均值计算了两种蔬菜的 THI,结果如图 6c 所示。总体来说,上海青的重金属摄入风险要低于茄子,成人的重金属摄入风险要低于儿童,但连续 3 年施用沼肥种植的上海青和茄子均不存在潜在的重金属摄入风险(THI 小于 1.0)。上海青种植中 THI 最高的是空白组,沼肥施用降低了上海青的 THI,但是沼肥施用组的 THI 要略高于化肥组。而在茄子种植中 BF-L 和 BF-M 组的 THI 较空白组有所降低,而在 BF-H 组的高沼肥施用量下,茄子的 THI 有所升高,但是施用沼肥种植的茄子 THI 均低于化肥种植。蔬菜对重金属的吸收受到复杂的土壤环境和根际环境影响[35],而沼肥施用对蔬菜重金属吸收也存在两方面不同的影响,一方面,沼肥施用直接向农田中带入了一定量的重金属,提高了蔬菜重金属污染的可能性;而另一方面,沼肥中丰富的有机官能团可以促进重金属离子的氧化还原,也能直接与其反应形成稳定的络合物,从而改变重金属形态,降低重金属的生物有效性[36-37]。因土壤中重金属生物有效性降低而使得作物对重金属的有效摄入量并不会随着沼肥施用量的增加而线性增加,因此,在本研究的 3 年轮作栽培中,虽然 BF-H 组的沼肥施用量为 BF-L 组的 3~4 倍,但蔬菜中的重金属含量没有成倍增加。

2.3.2 土壤重金属含量变化趋势

土壤重金属累积情况由内梅罗综合污染指数 P_N(图 7a)和单项污染指数 P_i(图 7b~7h)来衡量。

如图 7a 所示,各组土壤的 P_N 值在第 1 季种植中从原土壤的 0.32 升高至 0.40~0.45,但各组之间没有明显差异,第 1 季种植后(2020-08)各组间的差距逐渐明显,BF 各组的 P_N 值逐渐升高而 CK 和 CF 组的 P_N 值逐渐下降,这主要与第 1 季种植后 Cu 和 Zn 含量明显升高有关(图 7b、7c)。此后,受第 3 季茄子种植后 Cd 含量异常升高的影响(图 7f),各组的 P_N 值也在第 3 季种植后显著升高,达到 0.9~1.0,属于需要预防重金属污染($0.7 < P_N \leqslant 1.0$)的程度。而如图 7f 所示,第 3 季茄子种植后 CK 和 CF 组的土壤 Cd 含量也出现了异常升高,BF 各组与 CK 组的 P_N 值相近且变化规律一致,因此,Cd 含量升高与沼肥施用并无直接关系,其具体原因还需进一步探明。

与蔬菜中 Cu 和 Zn 含量的变化情况相似,土壤中 Cu 和 Zn 的含量变化与沼肥施用及施用量有关(图 7b、7c)。第 1 季上海青种植后各组 Cu 和 Zn 的 P_i 值明显升高,在第 1 季茄子种植后有所下降,但从

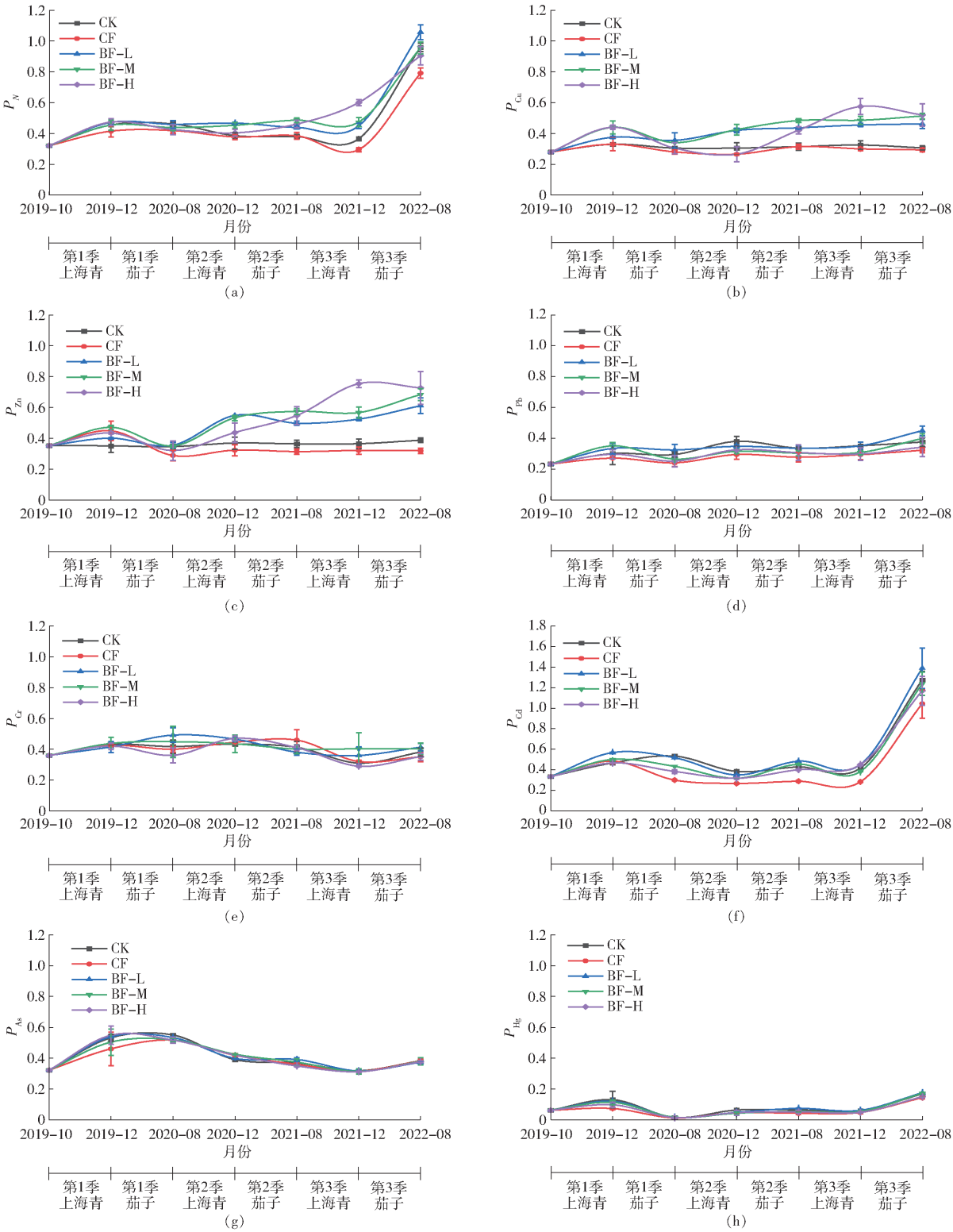


图 7　土壤中重金属单项污染指数 P_i 及内梅罗综合污染指数 P_N 变化趋势

Fig. 7　Variation trends of single pollution index P_i and Nemero comprehensive pollution index P_N of heavy metals in soil

第 2 季种植开始 BF 各组 Cu 和 Zn 的 P_i 值又显著升高。而 CF 组 Cu 的 P_i 值基本保持不变，Zn 的 P_i 值略有下降，都略低于空白对照。在 3 季种植结束后各试验组之间差异明显，BF－L、BF－M、BF－H 组 Cu 的 P_i 值分别升高为 0.46、0.51、0.52，各组的 3 年平均 P_i 值升高速率分别为 0.06、0.08、0.08 a^{-1}，按当前趋势，在 BF－L、BF－M、BF－H 组沼肥施用量情况下分别连续施用 12、9、9 年后才会超过农田土壤 Cu 限量标准；Zn 的 P_i 值分别升高为 0.61、0.68、0.73，各组的 3 年平均 P_i 值升高速率分别为 0.09、0.11、0.12 a^{-1}，按当前趋势，在 BF－L、BF－M 和 BF－H 组沼肥施用量情况下分别连续施用 7.2、

5.9、5.4 年后才会超过农田土壤 Zn 限量标准。而 Cu、Zn 在一定浓度范围内是植物维持正常生理活动的必需元素,适当增加其含量对土壤微生物和作物生长有促进作用,只有当浓度超过一定范围时,才会导致重金属中毒[38]。

除 Cd、Cu 和 Zn 外,其余几类重金属的 P_i 值在试验期间未出现明显变化且均小于 1,由图 7d、7e、7g、7h 可以看出,各试验组土壤中 Pb、Cr、As 和 Hg 含量的变化规律一致,其中,Pb 的 P_i 值整体呈现缓慢上升趋势;Cr 的 P_i 值在过程中略有波动但没有明显升高;As 和 Hg 的 P_i 值均在第 1 季上海青种植后迅速升高,但随后缓慢下降,在第 3 季种植后又有所升高。3 季种植结束后 Pb、Cr、As、Hg 的平均 P_i 值分别为 0.37、0.38、0.38 和 0.16,较原始土壤略有升高,但各试验组变化规律一致且试验结束时各组的 P_i 值无显著差异,说明猪粪沼肥施用及过量施用没有造成表层土壤中这几种重金属的明显累积。但也有研究表明土壤中重金属元素的向下迁移较为活跃,表层土壤中的重金属离子会向更深层的土壤中转移[39],后续应对不同深度土壤进行研究,以更全面地评价沼肥施用对土壤重金属累积的影响。而本研究结果与 DUAN 等[8]的研究结果基本一致,他们对连续 8 年施用猪粪沼肥的稻田耕作层土壤进行研究,发现施用沼肥的稻田土壤中 Pb、Ni、Cr 的浓度没有明显变化,仅 As、Cd、Cu、Zn 的浓度高于对照组,但也仍在标准范围内。此外,饲料添加剂作为猪粪沼肥中重金属的主要来源[40],在国家近年来对畜禽饲料重金属含量的严格管控下,从源头上也进一步降低了猪粪沼肥的重金属污染风险,本研究所用的 3 批猪粪沼肥中重金属含量均在国标规定范围内。

因此,在 3 ~ 5 年内连续高量施用猪粪沼肥并不存在农产品重金属污染风险和土壤重金属超标风险,可以在保证产量和重金属安全性的前提下实现沼肥连续多轮高负荷土地消纳,在青菜和茄子轮作栽培中猪粪沼肥分别以 350 t/hm^2 和 1 000 t/hm^2 的消纳量较为合适。

3 结论

(1)种植茄子比种植上海青能更好实现沼肥高负荷土地消纳的需求。虽然施用沼肥能促进上海青的生长和发育,但沼肥组相较化肥组减产了 6% 左右,同时 BF - H 组短期大量施用沼肥造成了烧苗减产,而茄子的平均产量随着沼肥施用量的增加而增加,BF - H 组相较化肥组增产 27%。上海青种植期猪粪沼肥的消纳量在 350 t/hm^2 左右,而茄子种植期沼肥的消纳量在 1 000 t/hm^2 左右。

(2)连续施用沼肥对表层土壤总氮、总磷含量变化的影响基本一致,沼肥连续施用 2 年后土壤的总氮、总磷含量出现了明显的升高,相较原土壤,BF - M 和BF - H 两组的土壤总氮含量升高了 85% 左右、总磷含量升高了 3 倍多。但由于沼肥中钾的含量无法满足农作物对钾的需求,因此沼肥施用对土壤总钾的补充效果并不明显,相较原土壤,沼肥各组的土壤总钾含量仅升高了 17% 左右。

(3)连续施用沼肥的土壤 pH 值较为稳定,相比化肥,沼肥对土壤 pH 的影响更小,沼肥中的碱基阳离子能够有效缓解因施氮肥造成的土壤酸化问题。但 BF - M 和 BF - H 组的土壤 EC 整体上表现为逐年升高的趋势,且土壤 EC 随着沼肥施用量的增加而升高,相较原土壤的升高幅度均在 70% 以上。因此,在沼肥高负荷土地消纳时需要注意土壤盐分累积的问题。

(4)本研究中施用沼肥种植的 3 季蔬菜都不存在重金属超标(P_i < 1.0)和重金属摄入风险(THI 小于 1.0),也没有出现蔬菜重金属含量逐年升高的现象。但沼肥施用后土壤中的 Cu、Zn 含量迅速升高,并从第 2 年开始呈现逐年累积的趋势,但按当前趋势,沼肥连续过量施用 5 年和 9 年后才可能分别造成土壤 Zn 和 Cu 的超标。而除 Cu、Zn 外,沼肥施用及不同施用量对土壤中 Pb、Cr、Cd、As 和 Hg 的含量变化没有显著影响。因此,至少 5 年内的猪粪沼肥高负荷土地消纳并不存在重金属污染风险。

参 考 文 献

[1] LEE J G, CHAE H G, HWANG H Y, et al. Effect of plastic film mulching on maize productivity and nitrogen use efficiency under organic farming in South Korea[J]. Science of the Total Environment, 2021, 787: 147503.

[2] 顾汉琴. 沼肥在蔬菜上应用效果研究[J]. 农业技术与装备, 2021(2): 175 - 176.
GU Hanqin. Study on application effect and technical regulation of biogas fertilizer on vegetables[J]. Agricultural Technology and Equipment, 2021(2): 175 - 176. (in Chinese)

[3] 徐盛生, 曲美玲. 沼肥对日光温室番茄生长的影响[J]. 中国果菜, 2022, 42(6): 60 - 62,79.
XU Shengsheng, QU Meiling. Effects of biogas fertilizer on tomatoes grown in solar greenhouses[J]. China Fruit & Vegetable, 2022, 42(6): 60 - 62,79. (in Chinese)

[4] TANG Y, LUO L, CARSWELL A, et al. Changes in soil organic carbon status and microbial community structure following biogas slurry application in a wheat-rice rotation[J]. Science of the Total Environment, 2021, 757:143186.

[5] 中华人民共和国国家发展和改革委员会. 关于促进生物天然气产业化发展的指导意见(发改能源规〔2019〕1895 号)[EB/OL]. https://www.gov.cn/zhengce/zhengceku/2019-12/26/content_5464147.htm.
[6] 杨军芳, 贾良良, 冯伟, 等. 施用沼渣对白菜及土壤重金属含量状况的影响[J]. 华北农学报, 2014, 29(增刊 1):322 – 327.
YANG Junfang, JIA Liangliang, FENG Wei, et al. Effect of contents of heavy metals by application of biogas residue in Chinses cabbage and soil[J]. Acta Agriculturae Boreal-Sinica, 2014, 29(Supp. 1):322 – 327. (in Chinese)
[7] 武立叶, 石鹏飞, 王贵彦, 等. 猪粪发酵沼液沼渣在豇豆种植中的应用及重金属积累研究[J]. 作物杂志, 2015(6): 141 – 145.
WU Liye, SHI Pengfei, SHI Guiyan, et al. Effects of biogas residues on yield and quality of cowpea and heavy metal accumulation in soil[J]. Crops, 2015(6):141 – 145. (in Chinese)
[8] DUAN G, ZHANG H, LIU Y, et al. Long-term fertilization with pig-biogas residues results in heavy metal accumulation in paddy field and rice grains in Jiaxing of China[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2012, 58(5): 637 – 646.
[9] SHIL S, SINGH K. Health risk assessment and spatial variations of dissolved heavy metals and metalloids in a tropical river basin system[J]. Ecological Indicators, 2019, 106: 105455.
[10] GB 2762—2017 食品安全国家标准 食品中污染物限量[S]. 2017.
[11] GB 15618—2018 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准[S]. 2018.
[12] United States Environmental Protection Agency. Risk-based concentration table (2010)[EB/OL]. https://archive.epa.gov/region9/superfund/web/html/index-23.html.
[13] QU L, HUANG H, XIA F, et al. Risk analysis of heavy metal concentration in surface waters across the rural-urban interface of the Wen-Rui Tang River, China[J]. Environmental Pollution, 2018, 237: 639 – 649.
[14] Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Evaluation of certain food additives: eighty-fourth report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives[R]. WHO Technical Report Series, 2019.
[15] 程家丽, 任硕, 刘婷婷, 等. 2001—2017 年我国部分地区蔬菜中砷和重金属累积特征及膳食暴露风险[J]. 中国食品卫生杂志, 2018, 30(2): 187 – 193.
CHENG Jiali, REN Shuo, LIU Tingting, et al. Accumulation and dietary exposure risk of arsenic and heavy metals in the vegetables from some areas of China, 2001—2017[J]. Chinese Journal of Food Hygiene, 2018, 30(2): 187 – 193. (in Chinese)
[16] LICHTFOUSE E, HAMELIN M, NAVARRETE M, et al. Sustainable agriculture[M]. Volume 2. Springer, Dordrecht, 2011.
[17] ZHAO J, DONG Y, XIE X, et al. Effect of annual variation in soil pH on available soil nutrients in pear orchards[J]. Acta Ecologica Sinica, 2011, 31(4):212 – 216.
[18] WANG D, XU Z, ZHAO J, et al. Excessive nitrogen application decreases grain yield and increases nitrogen loss in a wheat-soil system[J]. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B—Soil & Plant Science, 2011, 61(8): 681 – 692.
[19] 潘绍坤, 陈玲, 刘磊, 等. 施用沼肥对设施茄子产量和品质的影响[J]. 长江蔬菜, 2017(2): 73 – 75.
[20] 陈恩凤, 周礼恺, 武冠云, 等. 土壤的自动调节性能与抗逆性能[J]. 土壤学报, 1991, 28(2):168 – 176.
CHEN Enfeng, ZHOU Likai, WU Guanyun, et al. Self-regulation and resistance performances of soil[J]. Acta Pedologica Sinica, 1991, 28(2):168 – 176. (in Chinese)
[21] GONG W, YAN X, WANG J, et al. Long-term manure and fertilizer effects on soil organic matter fractions and microbes under a wheat-maize cropping system in northern China[J]. Geoderma, 2009, 149: 318 – 324.
[22] GREENFIELD L G. The origin and nature of organic nitrogen in soil as assessed by acidic and alkaline hydrolysis[J]. European Journal of Soil Science, 2010, 52: 575 – 583.
[23] 李清华. 畜禽有机肥磷的形态、养分矿化及流失潜力评价研究进展[J]. 安徽农学通报, 2013(3):73 – 75.
[24] 柳燕兰, 宋尚有, 郝明德. 长期定位施肥对黄绵土酶活性及土壤养分状况的影响[J]. 土壤通报, 2012, 43(4):798 – 803.
LIU Yanlan, SONG Shangyou, HAO Mingde. Enzyme activities and soil nutrient status as affected by a long-term located fertilization in a loessial soil[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2012, 43(4):798 – 803. (in Chinese)
[25] 薛云云. 沼肥在蔬菜上的应用研究状况与问题分析[D]. 杨凌:西北农林科技大学, 2013.
[26] ZHANG M, RIAZ M, XIA H, et al. Four-year biochar study: positive response of acidic soil microenvironment and citrus growth to biochar under potassium deficiency conditions[J]. Science of the Total Environment, 2022, 813: 152515.
[27] 邱婷, 张屹, 肖姬玲, 等. 土壤酸化及酸性土壤改良技术研究进展[J]. 湖南农业科学, 2016(10):114 – 117.
[28] QUASTEL J H, SCHOLEFIELD P G. Biochemistry of nitrification in soil[J]. Bacteriological Reviews, 1951, 15:1 – 53.
[29] 胡天睿, 蔡泽江, 王伯仁, 等. 有机肥替代化学氮肥提升红壤抗酸化能力[J]. 植物营养与肥料学报, 2022, 28(11): 2052 – 2059.
HU Tianrui, CAI Zejiang, WANG Boren, et al. Swine manure as part of the total N source improves red soil resistance to acidification[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2022, 28(11): 2052 – 2059. (in Chinese)
[30] SHI R, LIU Z, LI Y, et al. Mechanisms for increasing soil resistance to acidification by long-term manure application[J]. Soil and Tillage Research, 2019, 185:77 – 84.
[31] 余海英, 李廷轩. 辽宁设施栽培土壤盐分累积变化规律研究[J]. 水土保持学报, 2005, 19(4):80 – 83.

YU Haiying, LI Tingxuan. Evolution of salt accumulation in greenhouse soil in Liaoning Province[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2005, 19(4):80 - 83. (in Chinese)

[32] 郭全忠, 龚晓松, 刘化隆. 长期施用沼肥对设施菜田土壤养分和盐分累积量的影响[J]. 西北农业学报, 2020, 30(1):127 - 134.
GUO Quanzhong, GONG Xiaosong, LIU Hualong. Study on effect of long-term application of biogas manure on soil nutrients and salt in protected-land vegetable field[J]. Acta Agriculturae Boreali-occidentalis Sinica, 2020, 30(1):127 - 134. (in Chinese)

[33] 蒋国军, 王建科, 邵伟强, 等. 降低保护地土壤盐分研究[J]. 节水灌溉, 2016(3):49 - 51.

[34] 韩峰, 高雪, 陈海燕. 不同种类蔬菜对土壤重金属的富集差异[J]. 贵州农业科学, 2014(6):129 - 132.
HAN Feng, GAO Xue, CHEN Haiyan. Enrichment difference of different types of vegetables to heavy metals[J]. Guizhou Agricultural Sciences, 2014(6):129 - 132. (in Chinese)

[35] BROWN S L, CHANEY R L, ANGLE J S, et al. The phytoavailability of cadmium to lettue in long-term biosolids-amended soils[J]. Journal of Environment Quality, 1998, 27:1071 - 1078.

[36] 夏伟霞, 谭长银, 万大娟, 等. 土壤溶解性有机质对重金属环境行为影响的研究进展[J]. 中国资源综合利用, 2014, 32(1):50 - 54.
XIA Weixia, TAN Changyin, WAN Dajuan, et al. Progress in the effect of dissolved organic matter on the environmental behavior of heavy metals in soil[J]. China Resources Comprehensive Utilization, 2014, 32(1):50 - 54. (in Chinese)

[37] 陈子扬, 孙孝龙. 土壤中有机质与重金属关系的研究进展[J]. 环境与发展,2017,29(8):141 - 142.

[38] SHARMA R K, AGRAWAL M. Biological effects of heavy metals: an overview[J]. Journal of Environmental Biology, 2005, 26: 301 - 313.

[39] 史锐, 岳荣, 张红. 有色金属采选冶基地周边土壤中重金属纵向分层研究[J]. 土壤通报, 2016, 47(1):186 - 191.
SHI Rui, YUE Rong, ZHANG Hong. Research on vertical distribution of heavy metal in soil around non-ferrous metal industry area[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2016, 47(1):186 - 191. (in Chinese)

[40] 朱建春, 李荣华, 张增强, 等. 陕西规模化猪场猪粪与饲料重金属含量研究[J]. 农业机械学报, 2013, 44(11):98 - 104.
ZHU Jianchun, LI Ronghua, ZHANG Zengqiang, et al. Heavy metal contents in pig manure and feeds under intensive farming and potential hazard on farmlands in Shaanxi Province, China[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2013, 44(11):98 - 104. (in Chinese)

(上接第 329 页)

[43] 李宗毅, 张安琪, 荣旭, 等. 土壤初始含水率对管渠灌溉水分入渗特性的影响[J]. 山东农业大学学报(自然科学版), 2021, 52(2): 270 - 276.
LI Zongyi, ZHANG Anqi, RONG Xu, et al. Effect of initial soil water content on water infiltration characteristics of canal irrigation[J]. Journal of Shandong Agricultural University (Natural Science Edition), 2021, 52(2): 270 - 276. (in Chinese)

[44] 汪顺生, 王兴, 史尚, 等. 不同沟灌方式下灌水质量的试验研究[J]. 灌溉排水学报, 2013, 32(6): 68 - 71.
WANG Shunsheng, WANG Xing, SHI Shang, et al. Experiment study on irrigation quality under different furrow irrigation modes[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2013, 32(6): 68 - 71. (in Chinese)

[45] 聂卫波, 费良军, 马孝义. 畦灌灌水技术要素组合优化[J]. 农业机械学报, 2012, 43(1): 83 - 88,107.
NIE Weibo, FEI Liangjun, MA Xiaoyi. Optimization for combination of irrigation technique element for border irrigation[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2012, 43(1): 83 - 88,107. (in Chinese)

[46] 高卓卓, 郑志伟. 基于 WinSRFR 5.1 的地面灌水技术不确定性研究[J]. 节水灌溉, 2021(2): 24 - 27.
GAO Zhuozhuo, ZHENG Zhiwei. Research on uncertainty of ground irrigation technology based on WinSRFR 5.1[J]. Water Saving Irrigation, 2021(2): 24 - 27. (in Chinese)

[47] 徐家屯, 朱大炯, 蔡焕杰, 等. 基于主成分分析和参数设计的畦灌技术参数优化[J]. 干旱地区农业研究, 2016, 34(6): 89 - 96.
XU Jiatun, ZHU Dajiong, CAI Huanjie, et al. Optimization of technical parameters for border irrigation based on principal component analysis and parameter design[J]. Agricultural Research in the Arid Areas, 2016, 34(6): 89 - 96. (in Chinese)

[48] 王洋, 伍娟, 黄兴法, 等. 民勤地区畦灌春玉米改水成数田间试验研究[J]. 节水灌溉, 2020(2): 22 - 26.
WANG Yang, WU Juan, HUANG Xingfa, et al. The field experiments of cut-off ratio of spring corn under border irrigation in Minqin area[J]. Water Saving Irrigation, 2020(2): 22 - 26. (in Chinese)

[49] MOHAN S, VIJAYALAKSHMI D P. Prediction of irrigation return flows through a hierarchical modeling approach[J]. Agricultural Water Management, 2009, 96(2): 233 - 246.